



**UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA
BARCELONATECH**

Escola Superior d'Agricultura de Barcelona

Avaluació de l'efecte de l'aeració artificial en aiguamolls construïts de flux subsuperficial horitzontal

Treball Final de Grau

Enginyeria de Sistemes Biològics

Autor: Ian Domingo Rodríguez

Tutores: Teresa Balanya Martí

Enrica Uggetti

Setembre 2016

Agraïments

En aquestes línies vull manifestar el meu agraïment a totes les persones que han contribuït a que aquest treball s'hagi pogut dur a terme. Cadascuna d'elles ha participat en major o menor mesura, però de no haver-ho fet, la qualitat del treball s'hauria vist afectada.

El primer agraïment se l'han d'endur els meus pares, ja que sense ells res d'això hagués estat possible.

Agraeixo també a la **Teresa Balanya** per tenir la paciència de fer el meu seguiment i interessar-se per aquest projecte. La seva contribució ha sigut impagable.

Agrair sincerament a **Eduardo Álvarez** i **Javier Carretero** per ajudar-me amb els seus coneixements i experiència, i per moltes coses més que m'estalviaré de citar.

A **Jose Luís Lopez** per la seva companyonia i la seva energia a l'hora de treballar, amb ell al costat tot sembla molt més factible.

I finalment, el més especial agraïment a **Enrica Uggetti**, però a tot el **grup GEMMA** en general, el qual m'ha permès la possibilitat de seguir endavant amb aquest projecte i fer-me sentir un més del grup.

Gràcies a tots!

Resum

Els aiguamolls construïts són sistemes de depuració natural constituïts per llacunes o canals poc profunds, plantats amb vegetació pròpia de les zones humides i dissenyats per ajudar en el tractament d'aigües residuals. En els aiguamolls en què l'aigua circula subsuperficialment, compten amb alguns inconvenients, entre els què destaca la colmatació. Aquest fenomen consisteix en la pèrdua progressiva de les característiques hidràuliques inicials, traduint-se en la disminució de porositat i de conductivitat hidràulica.

Estudis recents duts a terme pel grup de recerca GEMMA, demostren com l'aeració és un dels factors que més afecta la colmatació. És per això que, en aquest treball, s'han seguit diverses estratègies d'actuació per tal d'avaluar l'efecte de l'aeració forçada en les característiques depuratives dels aiguamolls de flux subsuperficial.

Per tal de procedir amb les estratègies mencionades, s'han instal·lat 3 aiguamolls a la finca l'Agròpolis de Viladecans. Un de control, sense aeració, un altre amb una elevada aeració constant i l'últim amb uns nivells mínims d'aeració establerts pel grup GEMMA en el projecte ARBI.

L'assaig s'ha controlat durant 75 dies (des de mitjans de maig fins a finals de juliol de 2016) i les mostres d'aigua es van recollir amb una freqüència de 2 a 3 cops per setmana. Els paràmetres estudiats en les aigües han estat la matèria orgànica (DQO) i les diferents formes de nitrogen (N orgànic, amoniacal, nitrats i nitrats).

La comparativa entre aiguamolls pel que fa a reduccions de DQO i nitrogen mostra que l'aiguamoll amb baixa aeració és el que obté un major percentatge d'eliminació en ambdós casos, seguit del de control. En aquest treball s'han analitzat en profunditat les reduccions de les diferents formes del nitrogen, obtenint en la majoria de casos resultats esperançadors pel que fa a l'estratègia d'aeració proposada pel grup GEMMA.

Paraules clau: aiguamoll, colmatació, compressor, DQO, amoni, nitrogen orgànic, nitrats, nitrats, flux subsuperficial horitzontal.

Resumen

Los humedales construidos son sistemas de depuración natural constituidos por lagunas o canales poco profundos, plantados con vegetación propia de las zonas húmedas y diseñados para ayudar en el tratamiento de aguas residuales. En los humedales en los que el agua circula subsuperficialmente, cuentan con algunos inconvenientes, entre los que destaca la colmatación. Este fenómeno consiste en la pérdida progresiva de las características hidráulicas iniciales, traduciéndose en la disminución de porosidad y de conductividad hidráulica.

Estudios recientes llevados a cabo por el grupo de investigación GEMMA, demuestran como la aireación es uno de los factores que más afecta a la colmatación. Por ello, en este trabajo, se han seguido diversas estrategias de actuación con el fin de evaluar el efecto de la aireación forzada en las características depurativas los humedales de flujo subsuperficial.

Para proceder con las estrategias mencionadas, se han instalado 3 humedales en la finca Agròpolis de Viladecans. Uno de control, sin aireación, otro con una elevada aireación constante y el último con unos niveles mínimos de aireación establecidos por el grupo GEMMA en el proyecto Arbi.

El ensayo se ha controlado durante 75 días (desde mediados de mayo hasta finales de julio de 2016) y las muestras de agua se recogieron con una frecuencia de 2 a 3 veces por semana. Los parámetros estudiados en las aguas han sido la materia orgánica (DQO) y las diferentes formas de nitrógeno (N orgánico, amoniacal, nitritos y nitratos).

La comparativa entre humedales en cuanto a reducciones de DQO y nitrógeno muestra que el humedal con baja aireación es el que obtiene un mayor porcentaje de eliminación en ambos casos, seguido del de control. En este trabajo se han analizado en profundidad las reducciones de las diferentes formas del nitrógeno, obteniendo en la mayoría de casos resultados esperanzadores en cuanto a la estrategia de aireación propuesta por el grupo GEMMA.

Palabras clave: humedal, colmatación, compresor, DQO, amonio, nitrógeno orgánico, nitritos, nitratos, flujo subsuperficial horizontal.

Abstract

Constructed wetlands are natural purification systems consisting of shallow ponds or canals, planted with vegetation of wetlands and designed to aid in the treatment of wastewater. The horizontal subsurface flow wetlands have some inconveniences, among which clogging is a highlight. This phenomenon is the progressive loss of the initial hydraulic characteristics, resulting in decreased porosity and hydraulic conductivity.

Recent studies done by the GEMMA group show how aeration is one of the factors that most affects the clogging. Therefore, in this work, we have followed different strategies of action to evaluate the effect of oxygen in the purifying characteristics of subsurface flow wetland.

To proceed with the above strategies 3 wetlands have been installed in the Park Agròpolis Viladecans. A control wetland, without aeration, another one with a high and constant aeration and the last with minimum levels of aeration established by the GEMMA group in Arbi project.

Furthermore, wetlands have been monitored and controlled different parameters such as temperature, pH, redox potential, oxygen concentration, organic matter, nitrogen and flows both influent and three effluent

Water samples were collected 2 times per week and, from June, 3 times a week. They were collected for 75 days (from mid-May to late July 2016) and immediately analysed in the laboratory. Because of the low human and industrial activity in the area and the wastewater primary treatment, the effluent samples had low levels of contaminant.

The comparison between wetlands in terms of reductions of COD and nitrogen shows that the wetland with low aeration is the one that gets a higher percentage of elimination in both cases, followed by the control. In this paper we have analysed the reductions of different forms of nitrogen, obtaining in most cases encouraging results in terms of aeration strategy proposed by the GEMMA group.

Keywords: wetland, clogging, compressor, COD, ammonia, organic nitrogen, nitrite, nitrate, horizontal subsurface flow.

Sumari

1.	Introducció	6
2.	Objectiu	11
3.	Materials i mètodes	11
3.1.	Descripció de la planta experimental.....	11
3.2.	Disseny experimental	12
3.3.	Característiques tècniques dels aiguamolls	13
3.4.	Descripció d'altres components de la instal·lació	14
3.5.	Mostreig de l'aigua residual.....	19
3.6.	Mètodes d'anàlisi a laboratori	20
3.6.1.	Determinació DQO	20
3.6.2.	Determinació amoni.....	23
3.6.3.	Determinació de nitrits i nitrats	26
3.7.	Anàlisi estadístic	27
4.	Resultats i discussió.....	27
4.1.	Qualitat de l'aigua	27
4.1.1.	Demanda Química d'Oxigen (DQO).....	27
4.1.2.	Nitrogen.....	29
4.1.2.1.	Nitrogen Kjeldahl Total (NKT).....	32
4.1.2.2.	Nitrits i nitrats.....	35
4.2.	Monitorització on-line.....	36
4.2.1.	Cabals efluents	36
4.2.2.	Oxigen.....	37
4.2.3.	pH	38
4.2.4.	Potencial redox.....	39
4.2.5.	Temperatura.....	39
5.	Conclusions	40
6.	Bibliografia	40
7.	Annex.....	43
7.1.	Taules dels resultats obtinguts a laboratori.....	43

1. Introducció

Els sistemes naturals de depuració són aquells que aconseguixen l'eliminació de les substàncies contaminants de les aigües residuals a través de mecanismes i processos naturals. Cap d'aquests processos involucrats en la millora de la qualitat de l'aigua requereixen d'energia externa ni d'additius químics (García i Corzo, 2008). Donat que la depuració es duu a terme sense cap subministrament d'energia, les reaccions en aquests sistemes es produeixen a velocitats ambientals. Per aquest motiu, el temps de retenció de l'aigua residual en aquests tractaments pot arribar a ser 100 vegades més elevat que en altres sistemes convencionals de tractament (Salas et al., 2007). En aquests sistemes un bon nombre de processos de descontaminació són executats per sinergia entre diferents comunitats d'organismes. Les dues diferències fonamentals dels sistemes naturals respecte als convencionals són un nul consum energètic i una major superfície de tractament.

Un tipus de sistema de depuració natural són els anomenats aiguamolls construïts. Aquests són sistemes constituïts per llacunes o canals poc profunds (de menys de 1 m) plantats amb vegetals propis de les zones humides i dissenyats i construïts per utilitzar els processos naturals que impliquen la vegetació dels aiguamolls, els sòls i les comunitats microbianes per ajudar en el tractament de les aigües residuals. Els aiguamolls construïts també s'anomenen aiguamolls artificials (García i Corzo, 2008).

Per al tractament d'aigües residuals els aiguamolls construïts es poden classificar d'acord amb la forma de vida dels macròfits dominants, si són sistemes de lliure flotació, flotació de fulles, emergents arrelats o macròfits submergits. Si tenim en compte la hidrologia de les zones humides, podem classificar els aiguamolls construïts en dos grans grups: aiguamolls de flux superficial i aiguamolls de flux subsuperficial. La diferència primordial entre els dos es basa en què el primer l'aigua ocupa la superfície lliure mentre que en el segon el nivell de l'aigua es troba sota un substrat (Kadlec et al. 2009). Els aiguamolls de flux subsuperficial es poden classificar segons la direcció del flux (horitzontal o vertical). [Figura 1]

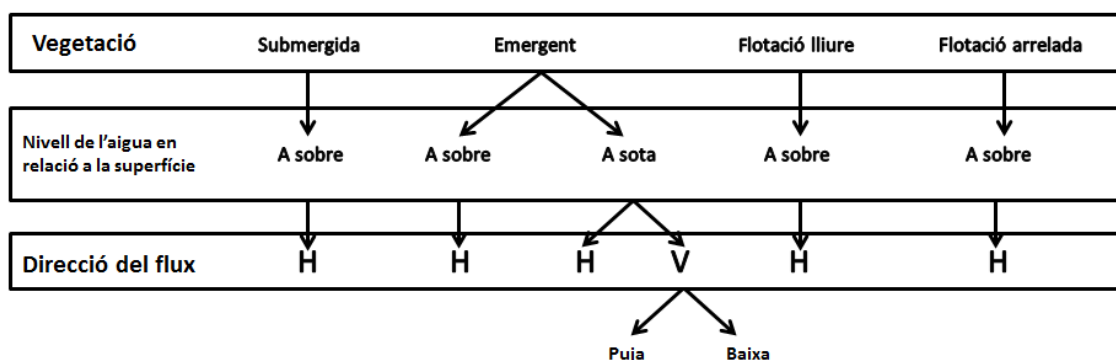


Figura 1. Principals característiques dels diferents tipus d'aiguamolls artificials per al tractament d'aigües residuals. H = horitzontal, V = vertical. (Vymazal J., 2010.)

Els aiguamolls construïts són una de les alternatives no convencionals més utilitzades a Espanya per al tractament de l'aigua residual de petites comunitats. Per altra banda, un gran percentatge dels aiguamolls construïts a Catalunya són de flux subsuperficial horitzontal (Puigagut et al., 2007). Tot i ser molt efectius en el tractament de l'aigua, compten amb

diversos factors negatius que requereixen estudi per tal de ser eliminats o mitigats. És per això que són l'objecte d'estudi d'aquest treball.

Els aiguamolls de flux subsuperficial es construeixen tant per al tractament secundari com el terciari de l'aigua residual. Per aquest motiu, és necessari un pretractament que elimini les fraccions més grosses dels sòlids en suspensió, com ara una fossa sèptica. En aquests sistemes, l'aigua circula subsuperficialment per un medi filtrant que ofereix una superfície considerable pel creixement dels microorganismes encarregats de la depuració. La qualitat de l'aigua millora a través d'una sèrie de processos químics, físics i biològics que tenen lloc quan l'aigua entra en contacte amb el material granular i amb els rizomes i les arrels de les plantes (Kadlec i Watson, 1993; Brix H, 1994).

Aquest tipus d'aiguamoll artificial va ser desenvolupat durant la dècada del 1950 a Alemanya per Käthe Seidel (1967), el qual el va dissenyar utilitzant materials gruixuts com a mitjà d'arrelament. En la dècada del 1960, Reinhold Kickuth va desenvolupar un sistema anomenat "Root Zone Method" que consistia en aiguamolls rectangulars de flux subsuperficial horitzontal amb una capa de sòl amb alt contingut d'argilós en què es plantava *Phragmites australis* (Kickuth, 1977). Posteriorment aquests estudis van ser continuats per Gersberg i els seus col·laboradors, els quals van demostrar les altes eficiències aconseguides en l'eliminació de sòlids suspesos, DBO, nitrogen i coliformes utilitzant les plantes emergents en aiguamolls construïts. Com a resultat de totes aquestes investigacions, durant la dècada del 1990, aquest sistema es va introduir i estendre a la majoria de països europeus i també a Amèrica del Nord, Austràlia, Àsia i Àfrica (Vymazal i Kröpfelová, 2008).

L'esquema típic d'un aiguamoll de flux horitzontal [Figura 2] consta d'un llit impermeabilitzat omplert amb un material granular per on l'aigua circula més o menys horitzontal d'un extrem a l'altre del sistema. Una canonada perforada o un canal de distribució que ocupa tota l'amplada del llit distribueix l'afluent a l'entrada de l'aiguamoll. El col·lector de sortida és regulable en alçada, la qual cosa permet ajustar el nivell de l'aigua dins de l'aiguamoll. L'entrada i sortida de l'aigua al sistema s'ha de dissenyar acuradament, ja que el seu bon funcionament és indispensable per a treure el màxim rendiment del conjunt.

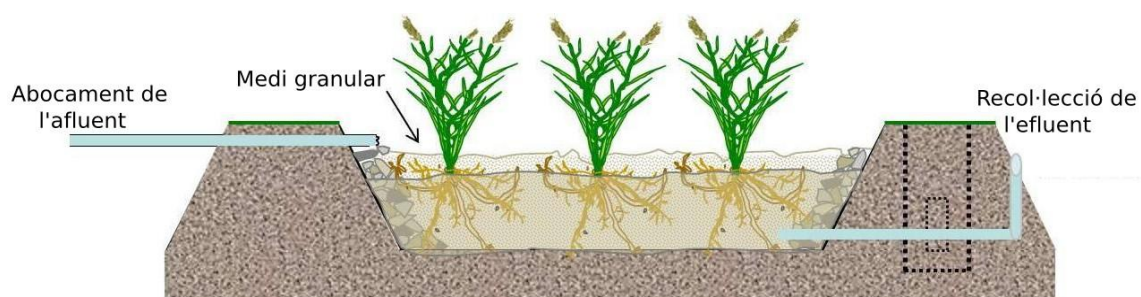


Figura 2 Esquema d'un aiguamoll construït de flux horitzontal superficial (García i Corzo, 2008).

L'element principal dels aiguamolls de flux subsuperficial és el llit de grava, de granulometria variable (5-8 mm) segons el cas i gairebé sempre de naturalesa calcària o silícica. La profunditat del llit de grava sol ser sempre inferior a 1 m i, entre aquest i el sòl, s'introdueix una membrana impermeabilitzant per tal d'evitar l'intercanvi d'aigua entre els dos. Aquesta membrana sol estar formada per làmines sintètiques de cautxú, PVC o polietilè d'alta densitat

o bé es pot optar per materials argilosos (García i Corzo, 2008), que es caracteritzen per tenir una permeabilitat generalment inferior a 10^{-5} m/s.

La principal característica que ha de tenir el medi granular és una conductivitat hidràulica elevada (permeabilitat) ja que ha de permetre el pas de l'aigua sense que aquesta aflori a la superfície del llit. En el medi granular ocorren múltiples processos com la retenció i sedimentació de la matèria en suspensió, la degradació de la matèria orgànica, la transformació i assimilació dels nutrients, i la inactivació dels microorganismes patògens (García i Corzo, 2008).

Les espècies vegetals utilitzades són macròfits emergents típics de les zones humides com el canyís (*Phragmites*), la boga (*Typha*) o els joncs (*Scirpus*). A Europa la planta més utilitzada és el canyís, amb densitats de plantació de 3 exemplars per metre quadrat [Figura 3] (García i Corzo, 2008) i per tant, serà la utilitzada en els nostres aiguamolls.

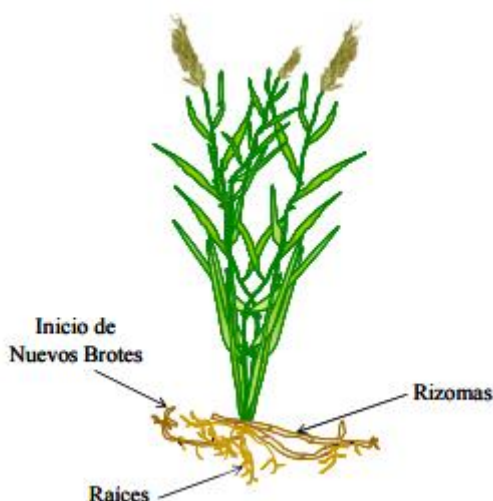


Figura 3. Dibuix esquemàtic del canyís (*Phragmites australis*)(García i Corzo, 2008).

Aquestes espècies de plantes presenten adaptacions especials per viure en ambients permanentment inundats. Els seus rizomes tenen una gran capacitat colonitzadora i proporcionen una superfície adequada per al creixement de la biopel·lícula bacteriana. A més, els seus teixits interns disposen d'espais buits que permeten el flux de gasos des de les parts aèries fins a les subterrànies. Quan les plantes estan desenvolupades, redueixen la intensitat de la llum incident evitant grans gradients de temperatura i contribueixen a l'eliminació de nutrients. Contràriament al que es creia al principi, el creixement de les macròfites en aquests sistemes no incrementa la conductivitat hidràulica del medi respecte els sistemes que no utilitzen plantes (Brix H, 1994).

Els aiguamolls de flux subsuperficial són essencialment reactors biològics de tractament d'aigua residual. No obstant, en ells l'eliminació de contaminants es duu a terme per mecanismes tant biològics com físics i químics. Els rendiments de l'eliminació de contaminants són del mateix nivell que el de les tecnologies convencionals [taula 1]. Les eficiències d'eliminació mostrades estan basades en concentració.

Paràmetre	Percentatge d'eliminació
SST	77 – 86
DBO ₅	80 – 93
DQO	64 – 82
NT	24 – 56
Amoni	25 – 73
PT	27 – 58

Taula 1. Rendiments d'eliminació de diferents paràmetres de qualitat de l'aigua residual en aiguamolls de flux subsuperficial horitzontal. (Vymazal J., 2010)

La colmatació

Ja s'ha mencionat que aquests aiguamolls compten amb certs inconvenients, però el major problema que afecta als aiguamolls de flux subsuperficial és la colmatació progressiva del material granular de què es componen (Pedescoll et al., 2009). Aquest fenomen consisteix en la pèrdua de volum de porus entre partícules del material granular, que impedeix la correcta circulació de l'aigua a través seu. La colmatació del material granular provoca un increment del flux superficial de l'aigua, fet que en redueix el temps de residència, la filtració i en conseqüència també l'efectivitat del tractament (Standford et al., 1995; Cooper et al., 2005). En els casos més greus, la reducció de conductivitat hidràulica deguda a la colmatació pot arribar a inutilitzar les instal·lacions i fer necessari el canvi de la totalitat o gran part del material granular, amb el subseqüent cost econòmic que això comporta.

Els sòlids en suspensió continguts en l'aigua residual a tractar són el principal factor de contribució externa a la colmatació. No obstant, aquesta no és l'única causa de la colmatació de l'aiguamoll. El creixement del biofilm, la deposició de detritus de plantes, el creixement d'arrels i rizomes d'aquestes i la precipitació química de compostos són altres causes del procés de la colmatació (García et al., 2007). Tot això condueix al desenvolupament d'una capa impermeable de sòlids en la superfície que impedeix la infiltració de l'aigua en el llit i que pot arribar a ser molt important, sobretot a l'entrada de l'aiguamoll, on es produeix principalment la retenció dels sòlids en suspensió l'aigua (Pedescoll et al., 2009).

Durant els últims anys, la investigació en aiguamolls construïts de flux subsuperficial s'ha centrat en la millora de les actuacions de tractament, en la prevenció del fenomen de la colmatació i en la comprensió dels processos fonamentals que ocorren en els aiguamolls (García et al., 2010).

Els aiguamolls construïts es caracteritzen per la coexistència simultània de les zones amb diferent estat redox que influeixen en l'eliminació de contaminants. Les condicions redox contribueixen fortament en la importància relativa de les diferents vies bioquímiques per a l'eliminació de matèria orgànica (García et al., 2004, 2005). Atès que els sistemes horitzontals són generalment considerats com anaeròbics, l'oxidació de la matèria orgànica i la nitrificació es poden millorar mitjançant la promoció de condicions més oxidats (Caselles-Osorio i García 2007).

Entre les estratègies per a millorar les condicions oxidats, es va suggerir l'aeració forçada com una forma eficaç de millorar l'eliminació de matèria orgànica i espècies de nitrogen reduït (Nivala et al 2008; Wu et al. 2014).

La majoria dels estudis disponibles sobre l'aeració es refereixen a una "manera d'aeració contínua" que implica un consum d'energia significatiu. Per tant, les millores importants es podrien fer mitjançant l'ajust i control del nivell d'aeració (és a dir, l'ajust de l'oxigen dissolt a l'aiguamoll) i evitar l'aeració excessiva.

L'aeració forçada per addició de bombolles a la base de l'aiguamoll s'utilitza comunament per facilitar els processos d'eliminació de la matèria orgànica i del nitrogen per la via de la nitrificació. La major part de la informació sobre l'aeració forçada en aiguamolls construïts amb difusors d'aire prové d'Amèrica del Nord (Wallace, 2001; Kadlec i Wallace, 2009). En aiguamolls basats en grava, la barreja hidrodinàmica induïda per les bombolles és bastant reduïda, i observacions qualitatives indiquen que la "zona d'influència" des del punt d'entrada d'una bombolla és d'aproximadament de 30 cm de diàmetre ($0,07 \text{ m}^2$). Això implica que la ventilació eficaç en els aiguamolls de flux subsuperficial requereix d'una distribució uniforme de petites quantitats d'aire a través de la zona inferior que s'aireja. (Wallace, 2001).

S'han realitzat diferents estudis referents al sistema d'aeració: difusors d'aire col·locats en la part d'entrada del sistema de 20 cm de diàmetre (Ouellet-Plamondon et al., 2006), 2 tubs amb ranures de PVC de 90 mm a l'ample de l'aiguamoll (Cottingham et al., 1999), o un tub perforat de 125 mm de diàmetre col·locat al llarg de tot l'aiguamoll (Nivala et al., 2007).

La mida de les bombolles d'aire controla la velocitat de transferència d'oxigen, ja que determina el límit de gas-líquid disponible per a la transferència (Fujie et al., 1992). En teoria, el sistema d'aeració òptima tindria com a objectiu maximitzar el temps de retenció de la bombolla en el reactor i reduir al mínim la mida de la bombolla, ja que milloraria la transferència per una entrada d'energia mínima. Segons l'experiència del grup de recerca GEMMA al projecte ARBI, les bombolles fines permeten una major transferència d'oxigen a causa de la major àrea superficial (Labella et al., 2015).

En aquest sentit, un estudi dut a terme per Butterworth (2014) va mesurar la mida de la bombolla i el comportament dels tubs amb diferents mides d'orifici (0,5 mm, 0,8 mm, 1 mm i 2 mm). Els experiments es van dur a terme amb i sense medi granular. L'anàlisi de les imatges va mostrar que la mida de la bombolla en les columnes amb medi granular tendia a ser més petita i la seva dimensió es va distribuir en un interval més estret (0,5-9,0 mm) en comparació amb els sistemes sense medi granular (2,0-15,0 mm).

Aquest estudi s'ha portat a terme dins el grup GEMMA, el qual, prèviament a aquest projecte, va estudiar diferents estratègies d'aeració amb l'objectiu de trobar la concentració mínima d'oxigen que fos òptima per l'eliminació de contaminants. Realitzant un balanç de les actuacions i el consum elèctric, marquen el punt de referència d'oxigen a $0,5 \text{ mg O}_2/\text{L}$ i uns orificis de 0,3 mm de diàmetre com la millor configuració, la qual augmentava la reducció de DQO i d'amoni en un 35% i 18% respectivament (Labella et al., 2015).

2. Objectiu

L'objectiu d'aquest treball és investigar l'efecte de l'aeració, tant intermitent com contínua, en l'eliminació de contaminants en aiguamolls construïts de flux subsuperficial horitzontal, especialment l'efecte en l'eliminació de nitrogen però també de DQO.

Per tal de portar a terme aquest estudi s'assajaran dues estratègies d'aeració, una contínua per tal de aconseguir que l'oxigen estigui en excés i no sigui un factor limitant i una altra intermitent que només proporcioni una concentració d'oxigen suficient ($0,5 \text{ mg O}_2/\text{L}$) determinada en estudis anteriors.

Aquest estudi es portarà a terme en una planta experimental a escala pilot.

3. Materials i mètodes

3.1. Descripció de la planta experimental

La planta experimental està localitzada a la finca Agròpolis de l'ESAB (UPC) situada a Viladecans. És un espai físic que té com a objectiu ubicar projectes, instituts i empreses de recerca.



Imatge 1. Construcció de la planta experimental a l'Agròpolis de Viladecans.

Aquesta planta consta de 3 aiguamolls, un tanc amb agitació, un tanc sèptic, 3 bombes peristàltiques, un compressor d'aire i tot l'equip de monitorització [Figura 4]. La construcció dels aiguamolls es va dur a terme entre febrer i abril de 2015 [Imatge 1]. La planta es va controlar des de mitjans de maig a finals de juliol.

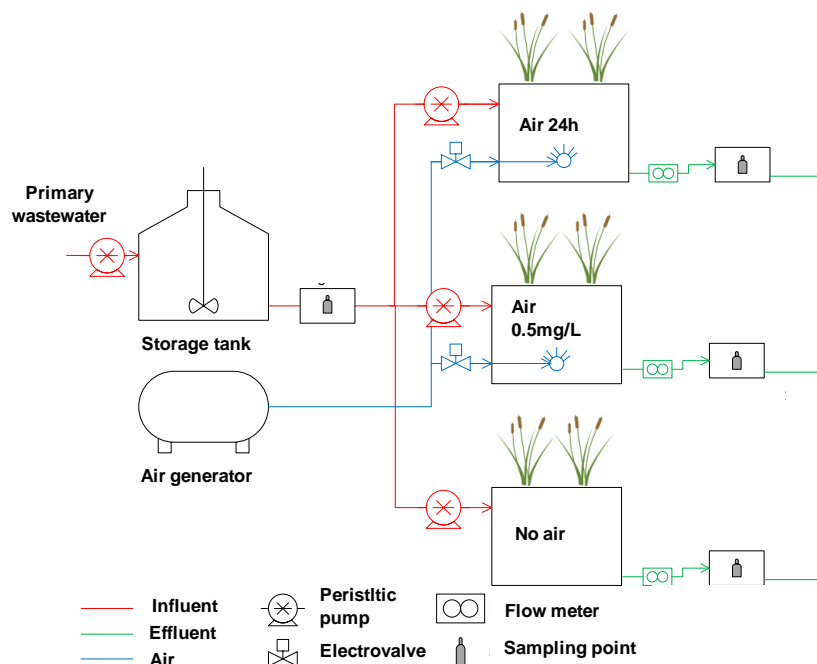


Figura 4. Esquema de la planta experimental.

3.2 Disseny experimental

Per tal d'assolir els objectius s'han construït 3 aiguamolls de flux subsuperficial horitzontal amb diferents graus d'aeració: [Imatge 2]:

1. **Aiguamoll amb aeració elevada (AE):** aquest aiguamoll porta incorporat una sonda d'oxigen i un serpentí difusor d'aire. Aquest difusor d'aire conté un regulador que permet mantenir una concentració d'oxigen constant a l'aiguamoll de 6 mg O_2 /L. S'ha demostrat que és suficient per tal de mantenir en excés la concentració d'oxigen en l'aiguamoll (Labella et al., 2015)
2. **Aiguamoll amb baixa aeració (BA):** aquest aiguamoll també porta incorporat una sonda d'oxigen i un serpentí difusor d'aire. Aquest difusor és activat mitjançant un relé, amb l'objectiu de mantenir una concentració òptima d'oxigen a l'aiguamoll d'entre 0,4 i 0,6 mg O_2 /L mitjançant el programa del data logger control Deadbond version 2.5 (Labella et al., 2015)
3. **Aiguamoll sense aeració (control) (C):** aquest és l'aiguamoll Control, no porta incorporat sistema d'aeració ni cap sonda d'oxigen. D'aquesta manera s'aconsegueix un sistema anaeròbic que ens permet realitzar una comparativa dels resultats amb els anteriors aiguamolls.

Els 3 aiguamolls porten incorporats una sonda de temperatura amb l'objectiu de mantenir-la sota control i per tal d'estar segurs que els 3 aiguamolls es mantenen a la mateixa temperatura (la ambiental). La temperatura és una variable que pot afectar molt l'activitat microbiana i per tant l'eficiència del procés depurador.

Així doncs, per assolir els objectius marcats:

- Es mesurarà en l'interior dels aiguamolls: pH, oxigen dissolt, temperatura i potencial redox.
- Es quantificaran els cabals d'entrada i sortida.
- Sobre afluent i efluent es determinarà: DQO, N-Kjeldhal, N-amoniacal, nitrits i nitrats.



Imatge 2. Els 3 aiguamolls, dipòsit d'entrada i compressor de la planta experimental.

3.3 Característiques tècniques dels aiguamolls

Els 3 aiguamolls tenen entre ells les diferències mencionades, però les dades tècniques són iguals per tots, amb la intenció que el propi aiguamoll no sigui una variable a tenir en compte [Taula 2].

Paràmetre	Valor
Dimensions (WxLxH) (cm)	120 x 220 x 103
Nivell de l'aigua (cm)	100
Àrea de la superfície (m ²)	2,64
Cabal entrada (L/d)	190
Porositat (%)	40
Càrrega hidràulica superficial (L/m ² ·d)	72
Temps de retenció hidràulic (d)	5,5
Velocitat de càrrega orgànica superficial d'entrada (gDQO/m ² ·d)	8,8
Velocitat de càrrega d'amoni superficial d'entrada (gNH ₄ ⁺ -N/m ² ·d)	1,02

Taula 2. Dades tècniques dels aiguamolls.

➤ **Temps de Retenció hidràulic (TRH)(d)**

Per tal de conèixer el temps de retenció hidràulic dels aiguamolls necessitem saber el seu volum, el cabal i la porositat. Llavors es pot deduir que el TRH és:

$$TRH = Volum (m^3) * \frac{Porositat}{Cabal (m^3/d)} = 2,64 m^3 * \frac{0,4}{190 (L/d * 1m^3/1000L)}$$

$$TRH = 5,56 \text{ dies}$$

➤ **Càrrega Hidràulica Superficial (CHS)(L/ m²·d)**

Per esbrinar la càrrega hidràulica superficial haurem de dividir el cabal per l'àrea de l'aiguamoll:

$$TCHS = \frac{Q(L/d)}{A(m^2)} = \frac{190 (L/d)}{1,2m * 2,2m} = 71,96 L/m^2 \cdot d$$

➤ **Velocitat de càrrega orgànica superficial d'entrada (g DQO/m²·d)**

A partir de la concentracions de DQO, es pot obtenir el valor de la carga orgànica superficial per l'afluent:

$$VCOS_{ent} = \frac{Q_{ent}(L/d) * \overline{[DQO]}(g/L)}{A(m^2)} = \frac{190(L/d) * 0,1228 (g/L)}{1,2m * 2,2m}$$

$$VCOS_{ent} = 8,8 g DQO/m^2 \cdot d$$

➤ **Velocitat de càrrega d'amoni superficial (gNH₄⁺-N/m²·d)**

A partir de la concentracions d'amoni, es pot obtenir el valor de la carga d'amoni superficial per l'afluent:

$$VCAS_{ent} = \frac{Q_{ent}(L/d) * \overline{[NH_4]}(g/L)}{A(m^2)} = \frac{190(L/d) * 0,1458 (g/L)}{1,2m * 2,2m}$$

$$VCAS_{ent} = 1,05 g DQO/m^2 \cdot d$$

3.4 Descripció d'altres components de la instal·lació

Tanc sèptic

L'aigua residual provinent dels propis edificis i allotjaments d'aproximadament 50 persones es tracta amb un tancsèptic. Aquest sistema permet el tractament biològic de les aigües residuals assimilables complint amb la normativa d'abocament espanyola actual. La depuració segueix les següents etapes [Figura 5]:



Figura 5. Esquema fosa sèptica. (Catàleg REMOSA 2016)

- **Decantador – digestor:** format per dos compartiments en els quals es produeix la sedimentació i la digestió de la matèria orgànica sedimentada pels bacteris anaeròbics.
- **Filtre biològic:** A partir dels microorganismes presents en l'aigua i gràcies a l'aportació d'oxigen, es duu a terme l'oxidació de la matèria orgànica.

Tanc d'emmagatzematge d'entrada

Des del tanc sèptic es fa circular l'aigua cap al tanc d'emmagatzematge d'entrada. Aquest tanc consta d'un sistema d'agitació per tal d'homogeneïtzar l'aigua. Mitjançant 3 bombes peristàltiques, que regulen el flux a 190 L/d per aiguamoll, alimentarem els aiguamolls amb el mateix cabal [Imatge 3].



Imatge 3. Tanc d'emmagatzematge i bombes peristàltiques de la planta experimental

Sistema final d'emmagatzematge

Un cop l'aigua ha circulat per cada aiguamoll, precipita en un tanc d'emmagatzematge de 5 L de volum [Imatge 4]. Quan el tanc està ple, una vàlvula relé activa el punt d'evacuació final de l'aigua i el data logger registra una activació. Aquest sistema ens permetrà saber calcular cabals de sortida per a cada aiguamoll.



Imatge 4. Tancs d'emmagatzematge de la planta experimental.

Sondes

Per tal de tenir monitoritzats i sota control els paràmetres físics de la planta experimental, es van utilitzar diferents tipus de sondes instal·lades a tots els aiguamolls. Totes les sondes anaven finalment connectades a un data logger que enregistra els valors de cada paràmetre.

➤ Sondes d'oxigen

L'oxigen dissolt va ser contínuament monitoritzat (ja que és el paràmetre més rellevant d'aquest assaig) mitjançant les sondes CS512 OXYGUARD tipus III (Campbell Scientific Inc, EUA) [Imatge 5].



Imatge 5. Sonda d'oxigen utilitzada.

➤ **Sondes de pH, potencial RedOx i temperatura.**

Per tal de monitoritzar el pH i el potencial RedOx es van instal·lar sondes a l'afluent i als 3 aiguamolls. En el cas del pH, es van utilitzar les sondes K01TVPLD (Oxyguad, Dinamarca) i pel potencial RedOx la sonda K01TVRLD (Oxyguad, Dinamarca) [Imatge 6]. Les sondes eren introduïdes mitjançant una obertura de 30 dm de diàmetre col·locades en els dos extrems de l'aiguamoll [Imatge 7].



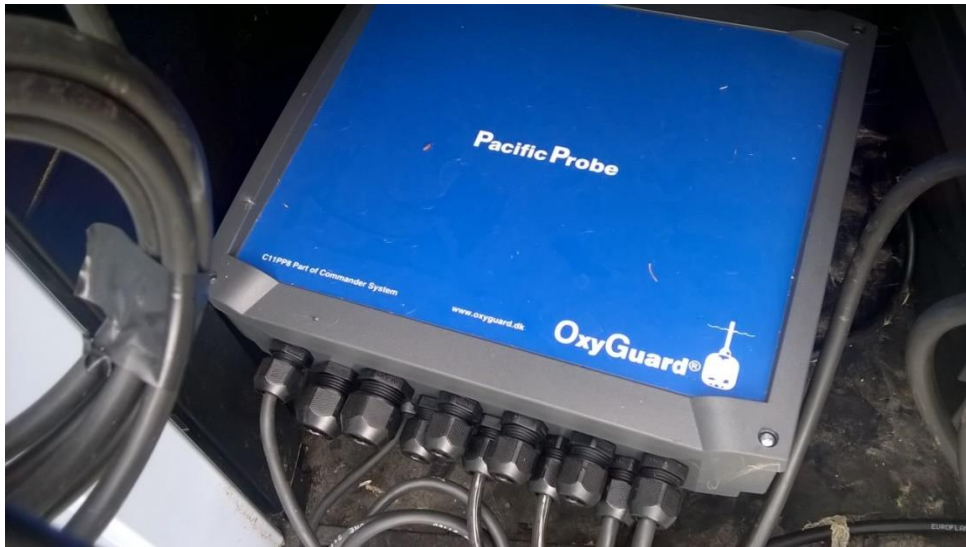
Imatge 6. Sonda de pH, potencial RedOx i temperatura.



Imatge 7. Sondes de pH, potencial RedOx, temperatura i oxigen connectades a l'aiguamoll.

➤ **Data logger**

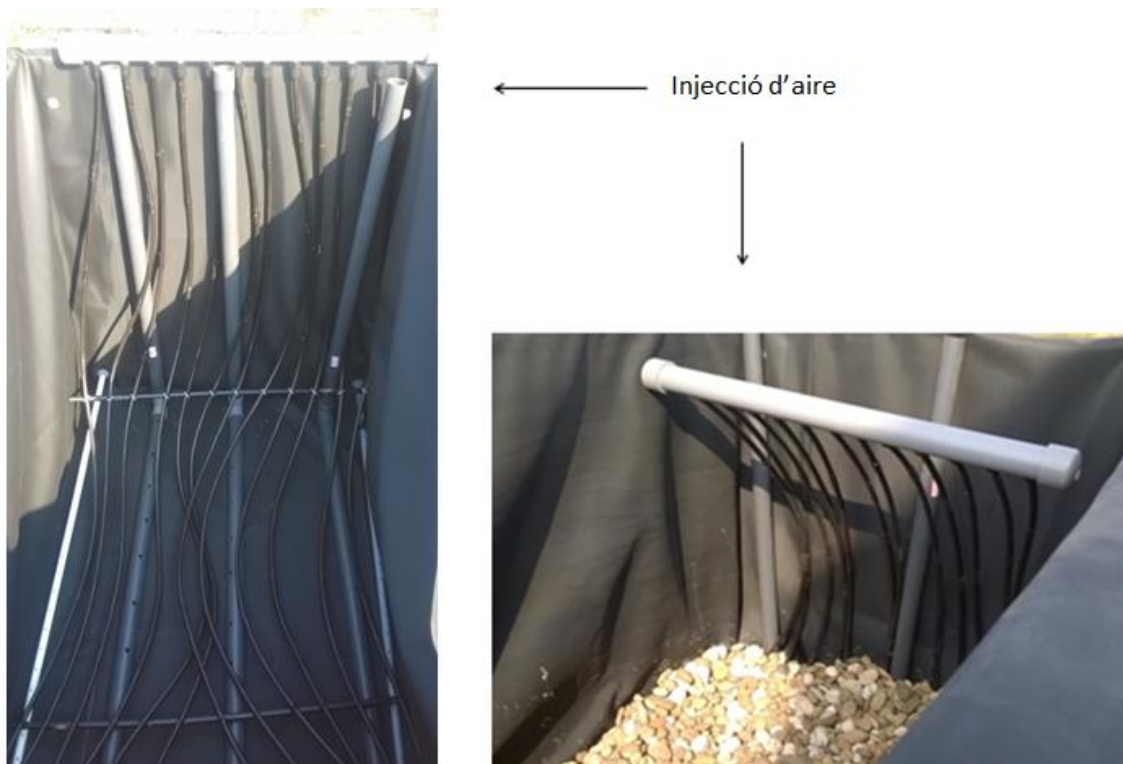
Un registrador de dades (data logger) és un dispositiu electrònic que registra dades en el temps o en relació a la ubicació per mitjà d'instruments i sensors propis o connectats externament. Les dades recollides van ser registrades per la Unitat de Control del Pacífic, que és un sistema de mesurament, monitorització i control desenvolupat per OXYGUARD. Aquest mateix programa registrava les dades de temperatura, pH, potencial RedOx i oxigen per l'afluent i per cada aiguamoll [Imatge 8]. En aquest cas, el data logger utilitzat va ser el model data logger CR1000 (Campbell Scientific Inc., USA)



Imatge 8. Data logger utilitzat en monitoreig de l'experiment.

Sistema d'aeració

L'aeració dels aiguamolls es proporciona per mitjà de tubs situats a la part inferior de l'aiguamoll per uns forats d'aproximadament 3 mm. El sistema de tubs es connecta a un compressor d'aire (Josval Sèrie Cierzo NK 50) [Imatge 9].



Imatge 9. Sistema d'injecció d'aire.

El compressor utilitzat té 2 sortides d'aire: la primera proporciona aeració a l'aiguamoll AE de manera constant i amb la concentració desitjada ($6 \text{ mg O}_2/\text{L}$). [Imatge 10]. Aquesta concentració ens assegura que l'oxigen estigui en excés en aquest aiguamoll. La segona sortida alimenta d'oxigen a l'aiguamoll BA mitjançant un difusor connectat a un relé, el qual manté la

concentració entre 0,4 i 0,6 mg O₂/L. Aquesta concentració va ser determinada per l'experiència d'ARM, l'empresa principal del projecte ARBI, els quals van realitzar experiments previs on van demostrar que la ventilació pot augmentar significativament l'eficiència del tractament.



Imatge 10. Sistema d'injecció d'oxigen als aiguamolls.

3.5 Mostreig de l'aigua residual

Les mostres van ser recollides durant 75 dies (des de mitjans de maig fins a finals de juliol) i immediatament s'analitzaven al laboratori. El dia 26 de maig va ser la data en la què es va posar en funcionament el compressor – endarreriment causat per problemes tècnics, però ens serveix per avaluar les reaccions dels aiguamolls un cop s'injecta oxigen. Prèviament a aquesta data, l'aiguamoll 2 estava aturat, per tant es disposa d'un aiguamoll en funcionament al qual se l'injecta oxigen (AE) i un altre d'aturat que es posa en funcionament amb injeccions d'oxigen des d'un inici (BA).

Les mostres d'aigua es van recollir primer 2 vegades per setmana i a partir de juny 3 cops per setmana. Aquestes mostres simples eren puntuals i discretes, representatives de les condicions imperants tant en l'afluent com en els aiguamolls. La freqüència de mostreig s'estableix segons l'experiència prèvia del grup GEMMA a la UPC (Labella et al., 2014).

Degut principalment a la baixa activitat humana i industrial de la zona i al tractament primari que reben les aigües residuals, les mostres dels efluents tindran concentracions baixes de contaminants.

Les mostres es van prendre de diferents punts de la planta. Concretament, a l'entrada i a les sortides dels aiguamolls. L'aigua del tanc d'entrada es manté homogeneïtzada per tal d'evitar la sedimentació dels sòlids en suspensió. Per tant, un cop realitzades les anàlisis corresponents, coneixerem les propietats fisicoquímiques de l'aigua abans i després del seu pas per cada aiguamoll.

El mostreig es va dur a terme sense replicació perquè la desviació estàndard dels paràmetres de qualitat de l'aigua dels efluents de les zones humides és generalment baixa. Aquesta

propietat està en relació amb el fet que la biomassa microbiana present als aiguamolls s'adhereix al medi granular i, també, amb el llarg temps de retenció (Labella et al., 2004).

Donat que els 3 aiguamolls construïts són de flux subsuperficial horitzontal, les mostres es van prendre sense màscares de protecció però sí amb guants. Com ja s'ha mencionat anteriorment, en aquests tipus d'aiguamolls l'aigua es manté a una profunditat constant i flueix horitzontalment des de l'entrada fins a la sortida per sota de la superfície. Com que l'aigua no està exposada durant el procés de tractament, el risc associat a l'exposició humana o la vida silvestre per als organismes patògens es redueix al mínim (Garcia, 2004).

D'altra banda, tenint en compte que la planta experimental va iniciar el seu funcionament només 1 mes abans de l'inici de la presa de mostres, els resultats d'aquest assaig són representatius per aiguamolls que encara no han arribat a l'estabilitat microbiana.

3.6 Mètodes d'anàlisi a laboratori

Immediatament després de la recol·lecció, s'analitzen al laboratori la Demanda Química d'Oxigen (DQO), Nitrogen Total Kjeldahl (NTK), nitrats i nitrats d'acord la metodologia recomanada per "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (APHA-AWWA-WPCF, 1999), exeptuant la determinació del nitrogen amoniacal, el qual es va realitzar mitjançant el mètode colorimètric de Solórzano (Solórzano, 1969).

3.6.1 Determinació DQO

La Demanda Química d'Oxigen representa la quantitat d'oxigen equivalent a la de l'oxidant químic necessari per oxidar la matèria orgànica present en una mostra d'aigua per tal de convertir-la en diòxid de carboni i aigua.

Hi ha diverses maneres d'analitzar la DQO. En aquest cas, s'ha analitzat mitjançant el mètode de reflux tancat – mètode colorimètric. L'equip i el material necessari per dur a terme aquests anàlisis son els següent:

➤ Equip

- Espectrofotòmetre Lovibond MD600 [Imatge 11]
- Bloc digestor Selecta
- Bàscula
- Agitador magnètic.



➤ Material

- Tubs amb rosca per micro DQO
- Matrassos aforats
- Graelles
- Aigua desionitzada
- Tubs de digestió
- Pipetes aforades
- Espàtules
- Comptagotes

Imatge 11. Espectrofotòmetre utilitzat en la mesura de DQO.

El dicromat de potassi és l'agent oxidant més àmpliament utilitzat degut a la seva gran capacitat oxidant, a la seva aplicabilitat a diferents tipus de mostres i a la seva senzillesa realització. En un futur potser serà substituït per permanganat de potassi ja que el Crom (VI) és cancerigen i perillós pel medi ambient.

- ✚ Per determinar valors de DQO majors de 50 mg/L O₂, s'utilitza el mètode de reflux obert (PNT 0105-L-40010), o bé, el reflux tancat (PNT 0105-L- 40020 i PNT 0105-L-40030).
- ✚ Per determinar valors de DQO compresos entre 5 i 50 mg/L O₂, s'utilitza el mètode de reflux obert modificat de baixa DQO (PNT 0105-L-40015).

La matèria orgànica s'oxida completament mitjançant com a agent oxidant el dicromat de potassi (K₂Cr₂O₇) i sulfat de plata (Ag₂SO₄) com a catalitzador, en presència d'àcid sulfúric concentrat (H₂SO₄). Les reaccions químiques implicades són les següents:

➤ **Preparació dels reactius**

- a) **Solució Digestora:** afegir a uns 500 ml d'aigua desionitzada 10,2160 g de K₂Cr₂O₇ prèviament assecat a 103 °C durant 2 hores en estufa, 167 ml de H₂SO₄ concentrat i 33.3 g de HgSO₄. Dissoldre, refredar a temperatura ambient i diluir a 1000 mL en un matràs aforat.
- b) **Solució d'Àcid sulfúric:** afegir sulfat de plata, AgSO₄ (reactiu), a àcid sulfúric H₂SO₄ concentrat, en relació de 10,12 g AgSO₄ / L H₂SO₄. Deixar reposar d'1 a 2 dies fins a la completa dissolució del AgSO₄.
- c) **Solució patró de Hidrogenoftalato de potassi (HFP):** dissoldre en aigua desionitzada 850.34 mg de HFP (HOOC-C₆H₄-COOK) que prèviament ha estat lleugerament triturat i assecat a 120 °C fins a pes constant i, diluir a 1000 mL en un matràs aforat. El HFP té una DQO teòrica de 1,176 mg O₂ / mg HFP, per tant, aquesta solució patró té una DQO teòrica de 1000 mg O₂/L. Aquesta solució és estable durant tres mesos guardada en frigorífic i en absència de llum.

➤ **Recta de calibratge**

Com a pas previ a l'inici de l'assaig, haurem de realitzar una recta de calibratge, la qual ens permetrà obtenir els valors de DQO. Aquesta recta patró es realitza amb diverses mostres preparades a partir de la solució patró (HFP) amb diferents concentracions d'oxigen. El procediment per dur a terme el calibratge és el següent:

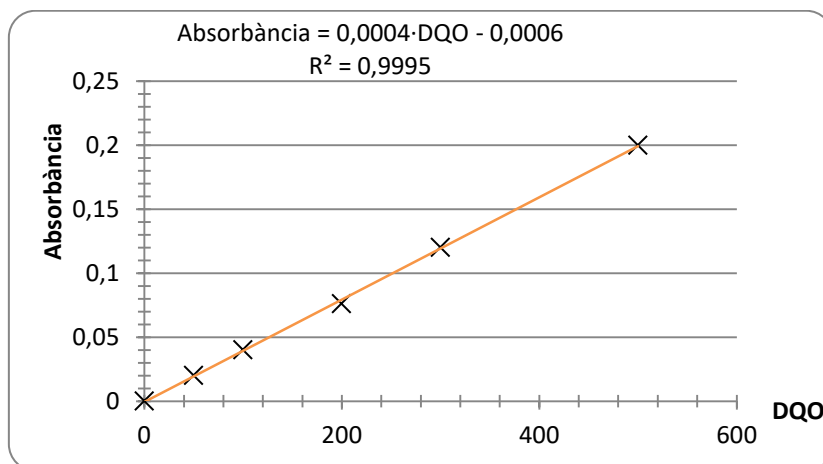
1. De la Solució patró de Hidrogenftalat de potassi (HFP) de DQO teòrica de 1000 mg O₂/L es preparen els següents patrons amb DQO equivalents de 0 (blanc), 50, 100, 200, 300 y 500 mg O₂/L; tal i com s'indica en la taula 3.

Concentració patró (mg O ₂ /L)	Alíquota Solució patró de HFP (mL)
0	0
50	5
100	10
200	20
300	30
500	500

Taula 3. Concentracions patró per a la recta de calibratge de la DQO.

2. Prendre les alíquotes corresponents de la Solució patró que s'indiquen a la taula 2 de sota emprant pipetes aforades i diluir amb aigua desionitzada en matrassos aforats de 100 mL.
3. Un cop preparats tots els patrons es procedirà com amb les mostres.

4. Acabades les lectures es representa en un gràfic l'absorbància de cada replicat davant el valor de DQO dels patrons i es fa un ajust lineal per mínims quadrats com es mostra en el gràfic 1 :



Gràfica 1: Absorbància de les rèpliques en funció del valor de DQO dels patrons.

➤ Procediments

Per tal que la mostra sigui vàlida i els resultats reproduïbles, s'han de retirar les restes de matèria, sota criteri, que poguessin alterar o falsejar els resultats obtinguts. En el cas dels nostres aiguamolls, no s'hi van observar i es va procedir a homogeneïtzar la mostra en un vas amb agitació magnètic. Seguidament es van realitzar les següents accions:

- 1) Encendre el digestor i ajustar les temperatures a 150°C i a dos hores de temps.
- 2) Realitzar sempre tres rèpliques de la DQO, ja sigui per les mostres, el blanc i patrons.
- 3) Preparar els tubs de digestió (nets i secs) a una gradeta numerada i afegir els següents volums per aquest ordre:
 - 2,5 mL de mostra (per el blanc seran 2,5 mL d'aigua desionitzada)
 - 1,5 mL de Solució digestora
 - 3,5 mL de Solució d'àcid sulfúric
- 4) Tapar els tubs de digestió amb els taps de rosca. Han de quedar ben tancats, ja que els gasos generats en la reacció exerceixen una pressió en el tub de manera que el tap pot arribar a desenroscar-se.
- 5) Agitar el tub diverses vegades per tal d'homogeneïtzar la barreja reaccionant.
- 6) Introduir els tubs en el bloc digestor amb cura. Verificar que el bloc digestor ha arribat a la temperatura de 150 ° C i deixar transcórrer 2 hores [Imatge 12]



Imatge 12. Tubs de la DQO en la placa digestora.

- 7) Retirar els tubs del bloc digestor i deixar refredar a temperatura ambient a la gradeta.
- 8) Ajustar l'espectrofotòmetre a 600 nm i llegir l'absorbància dels tres replicats del blanc, inserint un per un el tub a l'interior de la cel·la de l'espectrofotòmetre. Amb el replicat corresponent, ajustar a zero l'espectrofotòmetre amb el valor d'absorbància llegida més baixa.
- 9) Realitzar la lectura de l'absorbància de les mostres anotant el valor més baix d'absorbància de cada una de les replicues de les mostres. D'aquesta manera minimitzem els efectes de les imperfeccions dels tubs.

NOTA: Si el valor d'absorbància d'una mostra queda fora del rang d'absorbàncies del calibrat, necessàriament caldrà diluir la mostra amb aigua desionitzada i seguir amb el procediment com una mostra més.

Un cop obtinguts els valors d'absorbància de les mostres, es calcula el valor de DQO a partir de l'equació de regressió del calibrat. L'expressió utilitzada és la següent:

$$\text{DQO (mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}) = \left[\frac{(\text{ABS}_{600})_{\text{mostra}}}{m} \right] (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}) \cdot \frac{V_M (\text{mL})}{V_{\text{alíquota}} (\text{mL})}$$

On:

- **ABS₆₀₀**: lectura d'absorbància de la mostra a 600 nm de longitud d'ona.
- **m**: pendent de la recta de calibratge.
- **V_M (mL)**: volum de l'aforament del matràs usat en la dilució de la mostra.
- **V_{alíquota} (mL)**: volum de mostra presa per ser diluïda i utilitzada en la determinació colorimètrica.

En el cas que no sigui necessari la dilució de la mostra, el coeficient entre el volum del matràs i el volum d'alíquota no s'aplica en el càlcul.

3.6.2 Determinació amoni

El mètode utilitzat està basat en el desenvolupat per Solórzano que és conegut com el mètode colorimètric de l'indofenol. L'ió amoni (NH₄⁺) present a la mostra, és tractat amb una solució d'hipoclorit sòdic en un mitjà alcalí, tamponat a pH 12 (amb citrat sòdic i hidròxid de sodi). Com a catalitzador de la reacció es fa servir nitroprussiat de sodi. Aquesta reacció dona lloc a la formació de monocloramina. Aquest compost reacciona al seu torn amb fenol formant-se el blau d'indofenol, de color blau, la intensitat del qual és proporcional a la concentració d'amoni present a la mostra. Aquesta propietat és la que permet quantificar l'amoni per espectrofotometria a una longitud d'ona de 640nm.

Donat que aquest és un mètode colorimètric, s'han d'evitar interferències produïdes per una alta terbolesa a la mostra. Pel que és aconsellable filtrar la mostra prèviament mitjançant filtres de membrana.

El rang de validesa del mètode està comprès entre 0 i 1 ppm N-NH₄⁺. El nitrogen amoniacal es troba en part en forma d'ió amoni i com a amoníac NH₃, existint un equilibri químic entre les dues espècies químiques. En una solució fortament alcalina estarà present fonamentalment l'amoníac NH₃. L'espectrofotòmetre utilitzat és l'Spectronic genesys 8 [Imatge 13].



Imatge 13. Espectrofotòmetre utilitzat en la lectura del nitrogen.

- | | |
|--|---|
| <p>➤ Equip</p> <ul style="list-style-type: none"> - Espectrofotòmetre VIS amb rang de 400 – 900 nm [Imatge 13]. - Estufa - Bàscula - Agitador magnètic. - Bomba de buit. | <p>➤ Material</p> <ul style="list-style-type: none"> - Cel·la de vidre amb 10 o 1 cm de pas òptic - Matrassos aforats - Erlenmeyers - Provetes - Micropipetes - Pipetes aforades - Filtre de nitrocel·lulosa amb diàmetre de porus de 0,45 µm |
|--|---|
- **Reactius**
- a) **Nitroprussiat de sodi:** $\text{Na}_2\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0.5% p/v). Col·locar un vas de 100 ml sobre la balança analítica i tarar. Pesar 1,000 g de Nitroprussiat de sodi. Retirar el vas de la balança i afegir aproximadament 50 mL d'aigua desionitzada. Agitar fins a la total dissolució de la sal. Abocar el contingut del vas a un matràs aforat de 200 ml. Recuperar les gotes que puguin quedar a l'interior del vas, abocant aigua desionitzada sobre aquest, tantes vegades com sigui necessari i enrasar amb aigua desionitzada.
 - b) **Solució alcohòlica de Fenol al 10%:** Col·locar un vas de 100 ml sobre la balança analítica i tarar. Pesar 10,000 g de Fenol. Retirar el vas de la balança i afegir 5 mL de Propanol amb pipeta i aproximadament 50 mL d'etanol. Agitar fins a la total dissolució. Abocar el contingut del vas a un matràs aforat de 100 ml. Recuperar les gotes que puguin quedar a l'interior del vas, abocant etanol sobre aquest, tantes vegades com sigui necessari i enrasar amb més etanol.
 - c) **Solució Alcalina:** dissoldre 100 g de Citrat de sodi $\text{C}_6\text{H}_5\text{Na}_3\text{O}_7 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ i 5 g d'hidròxid de sodi NaOH en aigua desionitzada i diluir fins a 500 ml en un matràs aforat.
 - d) **Solució Oxidant:** mesurar amb proveta 80 mL de la Solució Alcalina i 20 mL de lleixiu comercial (solució de Hipoclorit de sodi, NaClO) i mesclar en un vas de precipitats de 150 mL. Aquesta solució es prepararà en el moment que hagi de ser utilitzada.
 - e) **Solució Patró de Amoni:** dissoldre 3.819 g de clorur d'amoni NH_4Cl (assecat prèviament a 104° C en una estufa durant dos hores) en aigua desionitzada i diluir a 1 L en un matràs aforat. (1 mL = 1000 µg de N- NH_4^+).

➤ **Calibratge**

- De la Solució Patró d'Amoni (1 mL = 1000 µg de N-NH₄⁺), prendre una alíquota de 10 mL mesurat amb pipeta aforada, i enrasar a un matràs de 100 mL (1 mL = 100 µg de N-NH₄⁺).
- D'aquesta última dissolució prendre les alíquotes corresponents que s'indiquen a la taula 4 emprant una micropipeta i diluir en matrassos aforats de 100 ml amb aigua desionitzada.

Concentració patró (mg / L)	Alíquota (µL)
0,1	100
0,2	200
0,4	400
0,6	600
0,8	800
1,0	1000

Taula 4. Concentracions patró de la recta de calibratge de l'amoni.

- Un cop preparats tots els patrons es procedirà com amb les.
- Acabades les lectures d'absorbància es representa en un gràfic l'absorbància de cada patró enfront del valor de la seva concentració d'amoni i es fa un ajust lineal per mínims quadrats:

$$Abs = C \cdot m + b$$

En el nostre cas, la recta patró obtinguda i utilitzada és la següent:

$$C = Abs \cdot 0,9309 + 0,0018$$

On:

- X = Abs = valor de l'absorbància de l'estàndard.
- Y = C = Concentració en la mostra (mg/L)

Donat que la corba de calibratge es realitza un cop, quan es presenti un canvi significatiu en l'assaig s'haurà de renovar.

➤ **Procediment**

Si la mostra d'aigua presenta terbolesa serà necessari un filtratge previ. Aquest es realitzarà amb filtres de membrana de 0,45 µm de mida de porus. Un cop eliminades les interferències, es procedeix de la següent manera:

- 1) Prendre 50 mL de mostra homogènia amb una pipeta aforada i abocar-la en un erlenmeyer de 100 mL.
- 2) Afegir 2 mL Nitroprusiat de sodi (0,50%).
- 3) Agregar 2 mL de Solució alcohòlica de fenol (10%).
- 4) Addicionar 5 mL de solució oxidant.
 - Després de cada addició, agitar el contingut de l'Erlenmeyer per mesclar els reactius.
- 5) Mantenir el l'erlenmeyer tapat i a la foscor, a una temperatura entre 20 i 27 °C durant 90 minuts.

- 6) La mostra es tornarà de color blavós. La intensitat del color és proporcional a la concentració d'amoni en la mostra.
- 7) Llegir l'absorbància a 640 nm per a totes les mostres. En cas que la lectura d'absorbància en la mostra superi el rang de l'espectrofotòmetre, diluir-la amb aigua destil·lada i repetir el procediment.
- 8) Un cop obtinguts els valors d'absorbància de les mostres, es calcula el valor de la concentració d'amoniac a partir de l'equació de regressió del calibrat. L'expressió utilitzada és la següent:

$$N_{\text{inorg}} (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}) = \left[\frac{(\text{ABS}_{600})_{\text{mostra}}}{m} \right] (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}) \cdot \frac{V_M (\text{mL})}{V_{\text{alíquota}} (\text{mL})}$$

On:

- **ABS₆₀₀ = C**: lectura d'absorbància de la mostra a 600 nm de longitud d'ona.
- **m**: pendent de la recta de calibratge.
- **V_M (mL)**: volum de l'aforament del matràs usat en la dilució de la mostra.
- **V_{alíquota} (mL)**: volum de mostra presa per ser diluïda i utilitzada en la determinació colorimètrica.

3.6.3 Determinació de nitrits i nitrats

La cromatografia iònica és una tècnica presentada en 1975 per SMALL, STEVENS i BAUMANN, que s'ha desenvolupat en un breu termini de temps no només com un eficaç sistema d'anàlisi d'anions inorgànics, sinó com una versàtil tècnica d'anàlisi d'espècies iòniques de tot tipus. (Small H. 1989).

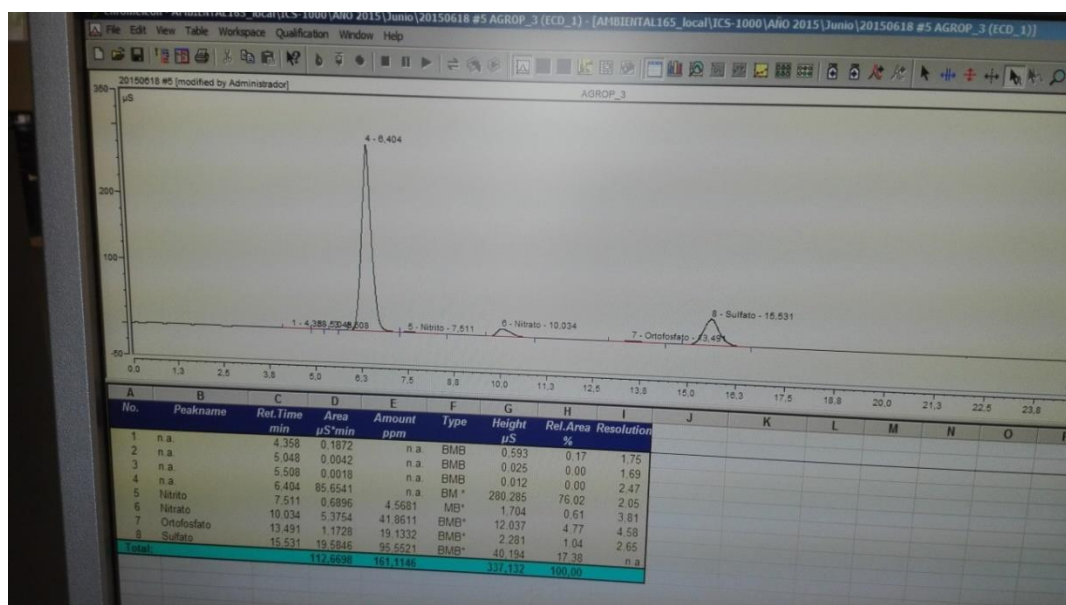
En comparació amb les tècniques convencionals com la fotometria, gravimetria o turbidimetria, la cromatografia iònica presenta les següents avantatges: rapidesa d'anàlisis, sensibilitat, selectivitat i possibilitat de determinar simultàniament un cert nombre de components d'una mostra.

Per tal de determinar els nitrits i els nitrats dels efluent, s'utilitza la cromatografia iònica amb supressió química. Aquesta cromatografia es basa en la separació per mitjans físic-químics de components els quals són distribuïts entre una fase estacionària i una fase mòbil. La fase estacionària reté l'analit gràcies als intercanviadors iònics, mentre que la fase mòbil el dissol i el transporta.

La mostra s'introdueix en el sistema per mitjà d'un injector tipus «loop» i una vàlvula de tres vies. En una determinada posició de l'esmentada vàlvula la mostra passa a les columnes impulsada per la fase mòbil. La part més important del cromatògraf és la columna separadora, la selecció d'una fase estacionària adequada així com dels paràmetres cromatogràfics apropiats determina la qualitat dels anàlisis.

El detector més utilitzat en cromatografia iònica és el de conductivitat elèctrica col·locat després de la columna separadora. Aquest sistema de detecció inclou un mecanisme de supressió química destinat a reduir el senyal de la línia base de l'eluent al mateix temps que converteix les espècies d'interès en altres de més conductivitat (Weiss J., 1986)

El resultat són uns cromatogrames [Imatge 14] on la posició dels màxims ens indica l'ió present (caràcter qualitatiu) i la seva àrea ens indica la quantitat existent d'aquest ió (caràcter quantitatiu).



Imatge 14. Resultats de la determinació de nitrits i nitrats .

La temperatura ha ser constant durant tot el procés, concretament fou de 28,1 °C, la conductivitat de l'intercanviador és de 19,829 μS i l'equip treballava a una pressió de 1769 psi.

3.7 Anàlisi estadístic

Tots els resultats obtinguts han estat analitzats mitjançant els següents anàlisis estadístics a excepció dels paràmetres monitoritzats, donat que eren de l'ordre de milers.

Per comprovar si existien diferències significatives entre els rangs de dades, s'ha realitzat l'anàlisi de la variància unifactorial amb una $p < 0,05$ i una posterior separació de mitjanes pel test de Tukey ($p < 0,05$), mitjançant el programa Excel.

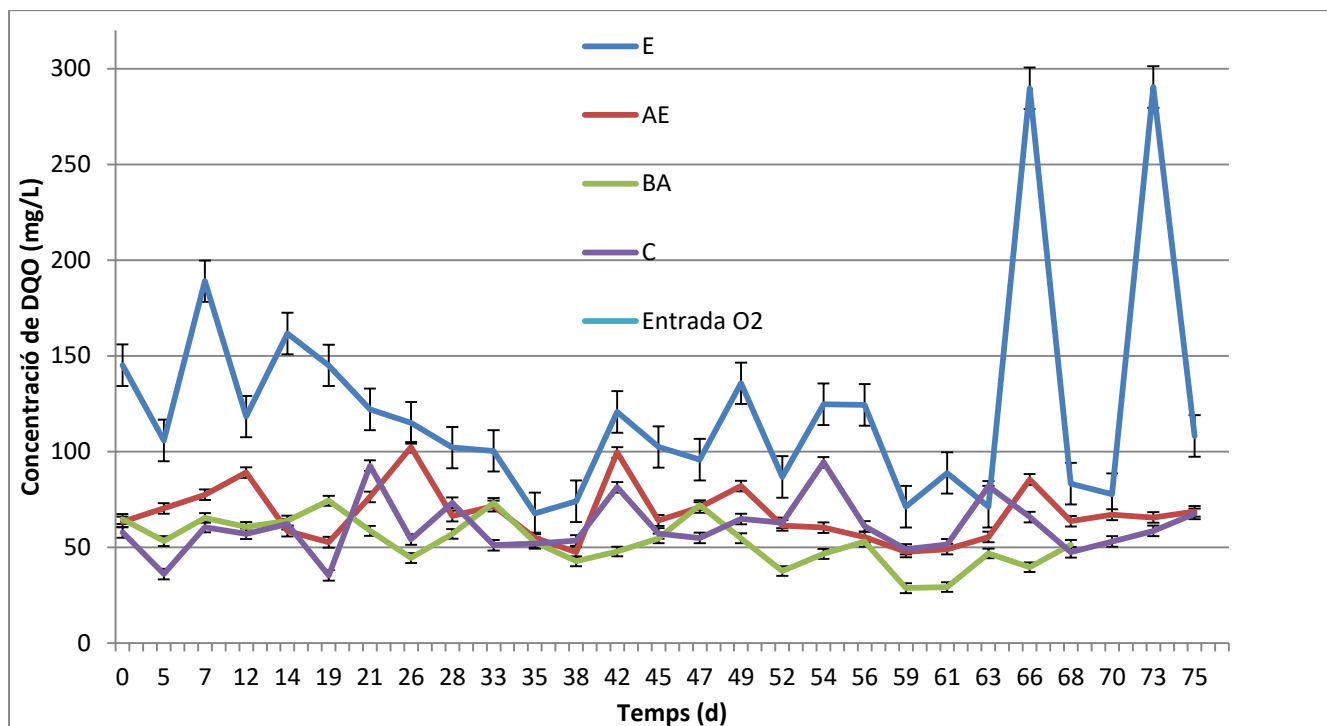
4. Resultats i discussió

4.1 Qualitat de l'aigua

Com ja s'ha comentat, les aigües residuals a tractar provenien de la finca Agròpolis. Aquest emplaçament te per objectiu ubicar projectes, empreses i instituts que fan que el volum de persones sigui molt variable i, per tant, la qualitat de l'aigua tractada també ho sigui. En els resultats es podrà comprovar aquesta variabilitat de l'aigua, obtenint en certs moments resultats una mica dispers.

4.1.1 Demanda Química d'Oxigen (DQO)

Aquesta variabilitat mencionada, es pot visualitzar bé en la gràfica 2 on les fluctuacions de DQO al llarg del temps no desapareixen, fins i tot arribant a màxims de gairebé 300 mg/L i mínims de menys de 70 mg/L pel que fa a les característiques de l'aigua d'entrada.



Gràfica 2. Concentracions de DQO de l'afluent i l'efluent dels 3 aiguamolls.

Tal i com s'observa en la taula 5, l'aiguamoll AE és el que conté una major concentració de DQO (67,6 mg DQO/L) i l'aiguamoll BA l'inferior (53 mg DQO/L), existint diferències significatives entre ambdós tractaments però no respecte el control. Aquestes diferències són poc importants a escala real i es pot afirmar que tots els tractaments es mantenen al voltant d'un percentatge d'eliminació de DQO del 50%.

DQO	E [mg/L]	AE[mg/L]	BA[mg/L]	C[mg/L]
Mitjana	122,8	67,6a	53,0b	60,6ab
Desviació estàndard	56,3	14,5	12,5	14,3
% d'eliminació	--	44,97	56,85	50,68

Taula 5. Mitjanes, desviacions estàndard i % d'eliminació de la DQO de l'afluent i els afluents.

Aquesta tendència es manté en cadascun dels mesos estudiats (Taula 6), és a dir, el tractament AE és el que sistemàticament aconseguix una menor reducció de la DQO. Per tant, s'ha observat que uns nivells baixos d'injecció d'aire afavoreixen l'eliminació de DQO en comparació a nivells d'injecció elevats, aquests resultats són difícils d'explicar, una possible causa podria ser un descens de la T en l'aiguamoll AE degut a l'aeració continua que afectaria al creixement bacterià alentint-lo.

Mitjançant la taula 6 es pot comprovar com l'aiguamoll BA, el qual tenia oxigen reduït, aconseguix finalment valors significativament més baixos de concentració de DQO que l'aiguamoll amb Elevada Aeració ($t=14,2$; $p<0,05$), fet que suggereix que la quantitat d'oxigen aplicada és la correcta per afavorir el creixement microbià. Per tant, uns nivells baixos d'injecció d'oxigen afavoreixen a l'eliminació de DQO en comparació a nivells d'injecció d'oxigen elevats.

<i>Mitjanes DQO</i>	E[mg/L]	AE[mg/L]	BA[mg/L]	C[mg/L]
Maig	143,0	71,7a	58,0b	54,7ab
Juny	105,5	70,5	61,1	61,1
Juliol	126,7	63,0	46,5	62,5

Taula 6. Mitjanes de la DQO per l'afluent i els efluents els últims 3 mesos de l'experiment.

En la figura 6 es pot observar una classificació de les aigües residuals segons la seva concentració de DQO. En el aquest assaig, la concentració de DQO a l'entrada és d'aproximadament 140 mg/L, el que equival a una aigua superficial contaminada amb descàrregues d'aigua residual crua, principalment d'origen municipal. Segons aquesta classificació, no s'aconsegueix que les aigües tractades siguin acceptables, ja que les concentracions dels efluents haurien de ser menors de 40mg /L i en els 3 casos són superiors.

CRITERIO	CLASIFICACIÓN	COLOR
DQO ≤ 10	EXCELENTE No contaminada	AZUL
10 < DQO ≤ 20	BUENA CALIDAD Aguas superficiales con bajo contenido de materia orgánica biodegradable y no biodegradable	VERDE
20 < DQO ≤ 40	ACEPTABLE Con indicio de contaminación. Aguas superficiales con capacidad de autodepuración o con descargas de aguas residuales tratadas biológicamente	AMARILLO
40 < DQO ≤ 200	CONTAMINADA Aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal	NARANJA
DQO > 200	FUERTEMENTE CONTAMINADA Aguas superficiales con fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales	ROJO

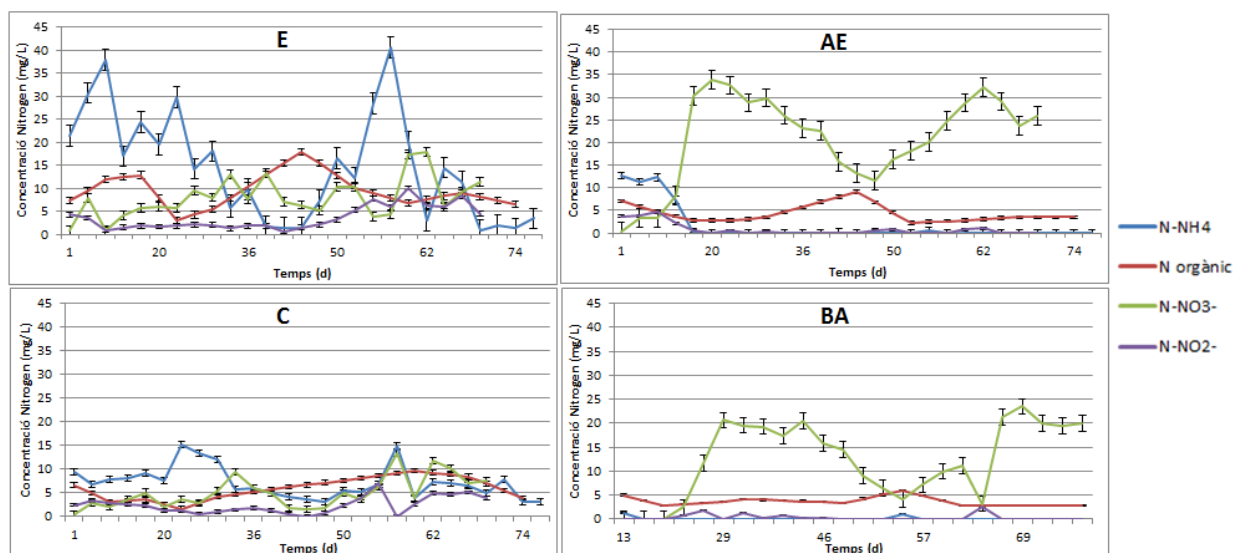
Figura 6. Escala de classificació de la qualitat de l'aigua, conforme a la Demanda Química d'Oxigen (DQO).

Font: Subdirecció General Tècnica, CONAGUA .

Segons Vymazal (2010), els percentatges d'eliminació de DQO estàndard per aiguamolls de flux subsuperficial són d'entre un 64-82 %. Donat que la planta experimental no ha arribat a la seva maduració, no s'han assolits aquests graus d'eliminació, sent l'aiguamoll BA el que més a prop ha estat d'aconseguir-ho (56,85 %) seguit per l'aiguamoll C (50,68%).

4.1.2 Nitrogen

A laboratori es va determinar el nitrogen existent en la mostra, incloent el Nitrogen Kjeldahl, l'amoni, els nitrats i els nitrats, com ja s'ha mencionat anteriorment. Abans d'analitzar cadascun d'ells per separat, es focalitzarà sobre les entrades i sortides dels aiguamolls per tal d'avaluar possibles diferències significatives. A continuació es pot observar una comparativa de les formes del nitrogen entre aquests punts mitjançant la gràfica 3:



Gràfica 3. Evolució del nitrogen al llarg de l'experiment per l'afluent i els efluents.

Quantitativament, els aiguamolls BA i C han sigut els que han aconseguit unes majors reduccions de la concentració de nitrogen total en contra de l'aiguamoll d'elevada aeració i per tant, podem afirmar que aquesta quantitat d'oxigen no fa augmentar la concentració final de nitrogen. Tot i així, s'observa un comportament similar entre els dos aiguamolls amb injecció d'oxigen degut a la elevada concentració de nitrats que generen.

A la taula 7, es mostren les mitjanes i les desviacions estàndards per a totes les formes del nitrogen analitzades per l'afluent i els efluents. S'observa clarament que l'aeració afavoreix els fenòmens de nitrificació, ja que els aiguamolls amb injecció d'oxigen obtenen concentracions força elevades de nitrats. En canvi, aquests aiguamolls obtenen concentracions properes a 0 en nitrats i amoni, reduint aquest últim al voltant del 90% el N-NH₄ (88,6% per l'AE i 99,1% per el BA) i més del 75% els nitrats (78,1% per l'AE i 89,2% per el BA).

Nitrogen	Mitjanes (mg/L)				Desviació estàndard			
	N-NH ₄	N-orgànic	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₄	N-orgànic	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻
E	14,6	9,4	8,0	3,6	11,7	4,5	4,4	2,6
AE	1,7	4,3	20,9	0,8	4,0	2,3	10,0	1,4
BA	0,1	3,8	14,1	0,4	0,3	1,2	6,7	0,7
C	7,1	5,7	5,1	2,4	3,4	2,8	3,4	1,8

Taula 7. Mitjanes i desviacions estàndard de les formes del nitrogen per l'afluent i els efluents.

Analitzant els resultats dels 3 efluents [taula 8], observem diferències significatives entre l'aiguamoll amb excés d'aire i els altres dos, aconseguint aquests últims una major reducció del nitrogen total. En canvi, no s'aprecien diferències significatives entre el BA i el C.

Nitrogen total	E	AE	BA	C
Mitjana (mg/L)	35,5	28,3a	19,1b	20,3b
Desviació estàndard	9,2	5,8	7,0	6,6
% eliminació	--	20,31	46,38	42,97

Taula 8. Mitjanes, desviacions estàndard i % d'eliminació del nitrogen total per l'afluent i els efluents.

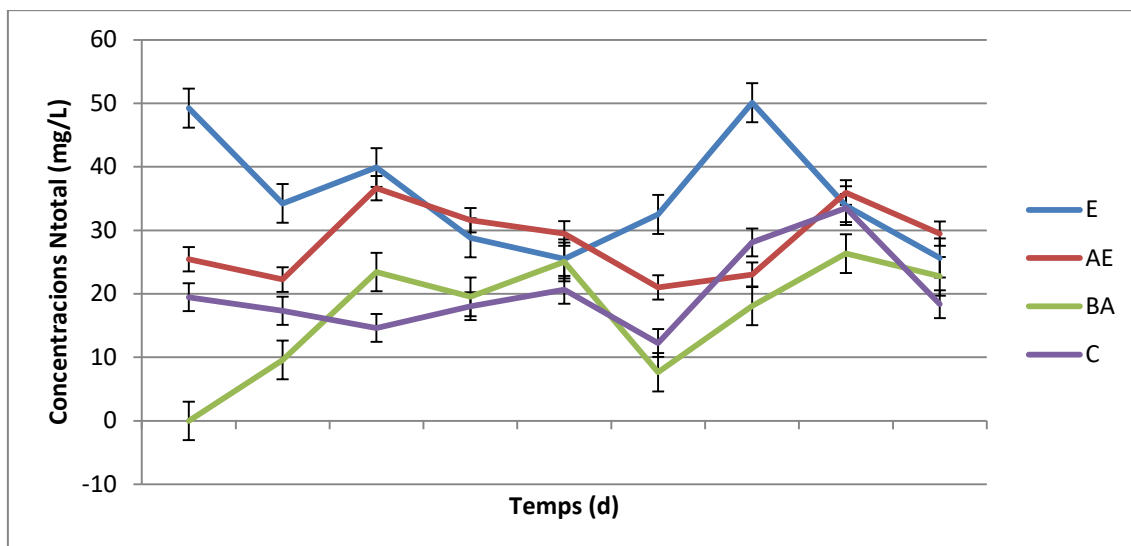
En aquest sentit, la ventilació parcial pot ser útil per reduir la quantitat tant de nitrats com sobretot de nitrits. De fet, tenint en compte el nitrogen total com la suma de NKT, nitrits i nitrats [Taula 8], la ventilació intermitent pot aconseguir de forma més significativa concentracions més baixes (19 ± 7 mg/L) que ventilació contínua (28 ± 6 mg/L). Això pot ser degut al fet que la ventilació parcial ofereix condicions aeròbiques / anòxiques que van alternant, per a la qual cosa tenen lloc simultàniament processos de nitrificació i desnitrificació. (Uggetti et al., 2015).

Segons els estudis de Vymazal (2010), els percentatges d'eliminació de nitrogen total per aiguamolls de flux subsuperficial oscil·len entre el 24 - 56%. L'únic aiguamoll que no ha aconseguit arribar a aquests percentatges és el AE (20,31%), mentre que els aiguamolls BA i C han assolit un bon grau d'eliminació de nitrogen (46,38% i 42,97%, respectivament).

Nitrogen orgànic i NH_4^+	Contaminació alta (mg/L)	Contaminació mitja (mg/L)	Contaminació baixa (mg/L)
Concentració de N en aigua residual	85	40	20
Nitrogen orgànic	35	15	8
Nitrogen amoniacal (NH_4^+)	50	25	12

Taula 9. Classificació aigua residual segons concentració de nitrogen orgànic i amoniacal. Magrama 91/271/CEE

En la taula 9 es pot observar una classificació de les aigües residuals depenent de la seva concentració de nitrogen orgànic i amoniacal. Observant les dades dels aiguamolls de l'assaig, comprovem que l'aigua d'entrada es podria classificar com una aigua de contaminació mitjana-baixa ($\text{N}_{\text{org}}=9,3$ mg/L, $\text{NH}_4^+=11,7$ mg/L). En canvi, les concentracions dels 3 efluents es poden classificar com aigües de baixa contaminació, ja que cap dels 3 aiguamolls supera els 8 mg/L per a Nitrogen orgànic (AE=4,3; BA=3,8; C=5,7 [mg/L]) i els 12 mg/L de nitrogen amoniacal (AE=4; BA=0,3; C=3,4 [mg/L]).

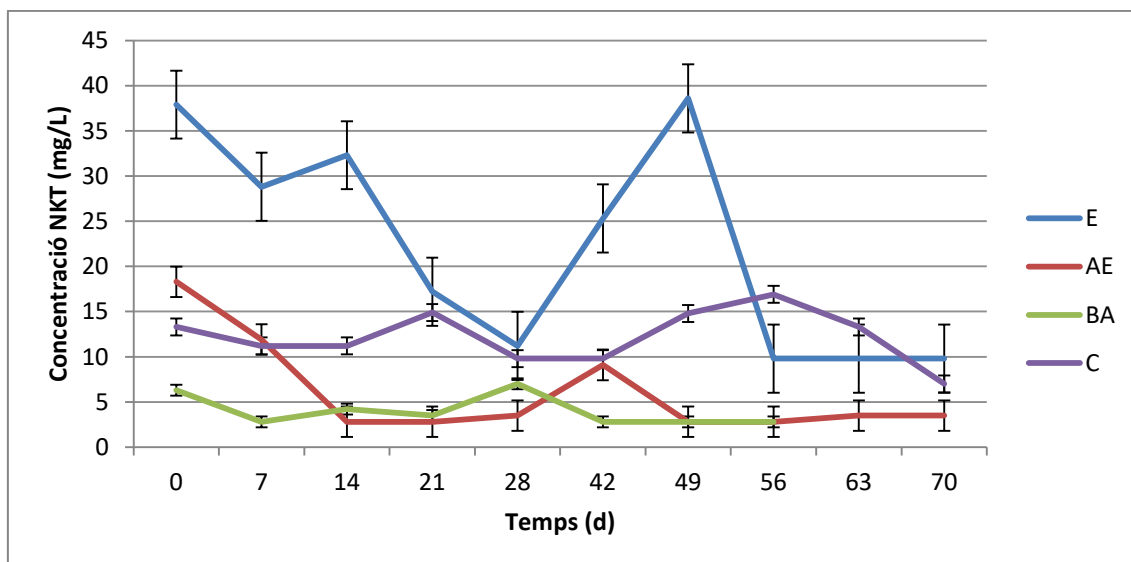


Gràfica 4. Evolució del nitrogen total al llarg de l'experiment per l'afluent i els efluents.

Observant les dades, es pot comprovar com s'ha aconseguit una reducció de nitrogen en els 3 aigüamolls, fet que queda patent en la gràfica 4. A continuació s'analitzen les diferents formes del nitrogen per separat per tal de realitzar els corresponents anàlisis estadístics que ens permetin trobar i deduir diferents conclusions.

4.1.2.1 Nitrogen Kjeldahl Total (NKT)

El nitrogen kjeldahl ens determina les concentracions de nitrogen orgànic i amoniacal de la mostra. Com es pot comprovar en el gràfic 5, s'aconsegueix una notòria reducció en els 3 aigüamolls, donat que els rangs de concentració de l'afluent oscil·len entre 10-40 mg/L i els dels efluents entre 10-15 mg/L.



Gràfica 5. Evolució del nitrogen kjeldahl total al llarg de l'experiment per l'afluent i els efluents.

A la taula 9 es mostren les mitjanes de les concentracions de Nitrogen Kjeldahl Total de l'afluent i els 3 efluents, així com les desviacions estàndards i els percentatges d'eliminació. Donat que a l'entrada tenim una concentració mitjana de $22,1 \pm 11$ mg NKT/L, és a l'aigüamoll

BA en el que obtenim una major reducció (81,76%) seguit del AE (72,36%) i per últim el C (44,63%).

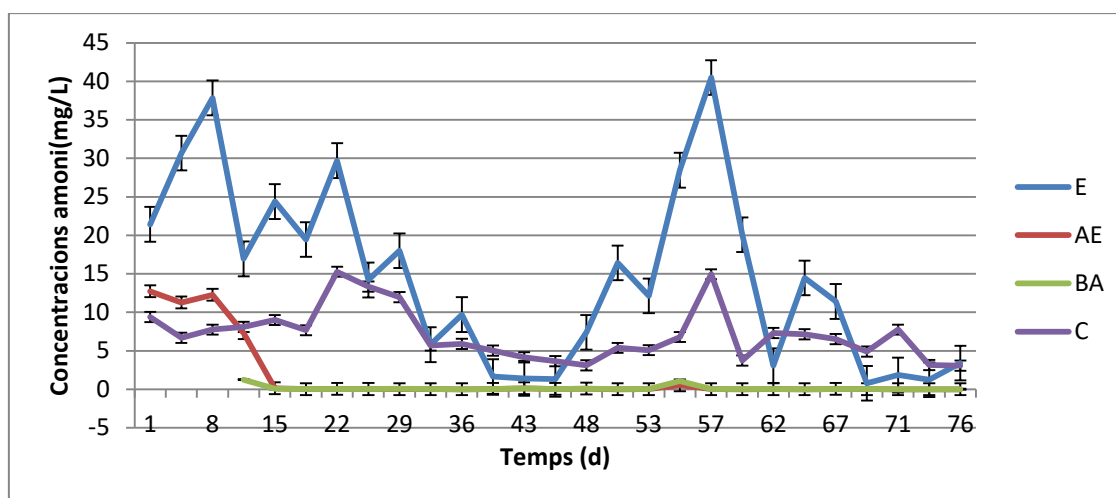
NKT	E	AE	BA	C
Mitjana (mg/L)	22,1	6,1 ^b	4,0 ^b	12,2 ^a
Desviació estàndard	11,9	5,3	1,6	3,0
% eliminació	---	72,36	81,76	44,63

Taula 9. Mitjanes, desviacions estàndards i % d'eliminació de NKT per l'afluent i els efluents.

Un cop realitzats els anàlisis estadístics, comprovem com la reducció de NKT entre els aiguamolls airejats no presenta diferències significatives tal i com s'intueix observant les seves mitjanes. Tot i això, aquests dos aiguamolls si que ofereixen mitjanes significativament inferiors respecte el C, la qual cosa ens suggereix que el punt d'ajust de 0,5 mgO₂/L és suficient.

4.1.2.1.1 Nitrogen amoniacal (NH₄⁺)

Pel cas de l'amoni, es clarament visible a la gràfica 6 com s'han obtingut concentracions molt menors pels aiguamolls amb injecció d'oxigen que per l'entrada o el control. És més, si observem el comportament de l'aiguamoll AE (el qual funcionava abans i després de la connexió del compressor) veiem com a partir del dia 12 de l'assaig (inici de la injecció d'oxigen) cau molt bruscament fins a valors molt propers a 0.



Gràfica 6. Evolució de la concentració de amoni al llarg de l'experiment per l'afluent i els efluents.

Aquestes concentracions es mantenen fins al final de l'assaig pels aiguamolls AE i BA ($0,05 \pm 0,1$ mg/L i $0,08 \pm 0,2$ mg/L respectivament). En canvi, per l'aiguamoll de control, les concentracions no són tan properes a zero (7 ± 3 mg/L) i només s'aconsegueix una reducció del 51% com indica la taula 10. Segons Vymazal (2010), els percentatges d'eliminació d'amoni en aquest tipus d'aiguamolls se situen entre el 25 - 73%, i per tant aquest últim aiguamoll estaria dins del rang. Pel que fa als percentatges d'eliminació dels aiguamolls airejats (+99 %) és quan realment comprovem que l'oxigen afavoreix a l'eliminació d'amoni.

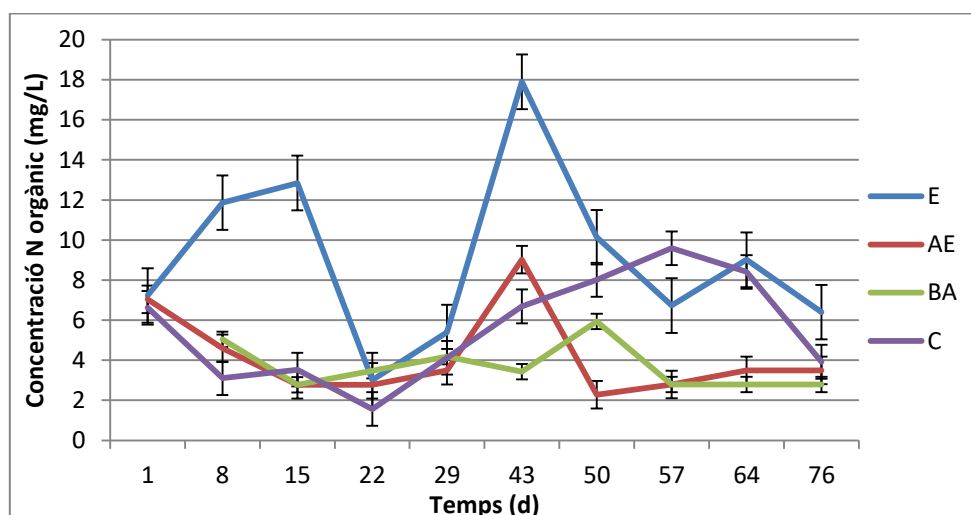
Amoni	E	AE	BA	C
Mitjana (mg/L)	14,58a	0,05b	0,08b	7,13a
Desviació estàndard	11,7	0,1	0,2	3,4
% eliminació	--	99,63	99,46	51,12

Taula 10. Mitjanes, desviacions estàndard i % d'eliminació de l'amoni per l'afluent i els efluents.

Els anàlisis estadístics ens confirmen el que s'intueix a la Gràfica 6 i a la Taula 11, ja que no hi ha diferències significatives entre l'aiguamoll airejat en excés i l'intermitent però les concentracions d'amoni dels aiguamolls airejats si que són significativament diferents en comparació al de control, el qual obté una menor reducció de la concentració d'amoni.

4.1.2.1.2 Nitrogen orgànic

El nitrogen orgànic de les mostres es va calcular restant l'amoni al NKT. Els resultats obtinguts es reflecteixen a la gràfica 7 la qual mostra l'evolució de les concentracions de nitrogen orgànic tant a l'afluent com en els efluents al llarg de l'assaig.



Gràfica 7. Evolució de la concentració del nitrogen orgànic al llarg de l'experiment per l'afluent i els efluents.

És en el cas del nitrogen orgànic on els efectes de l'aeració són menys visibles i efectius, tot i que si que aconseguixen un percentatge d'eliminació major que el control com es comprova a la taula 12. Les concentracions a l'afluent de 9 ± 4 mg/L es redueixen a més de la meitat pels aiguamolls airejats (4 ± 2 mg/l pel AE i 4 ± 1 pel BA) i gairebé un 40% per l'aiguamoll de control (6 ± 3 mg/L).

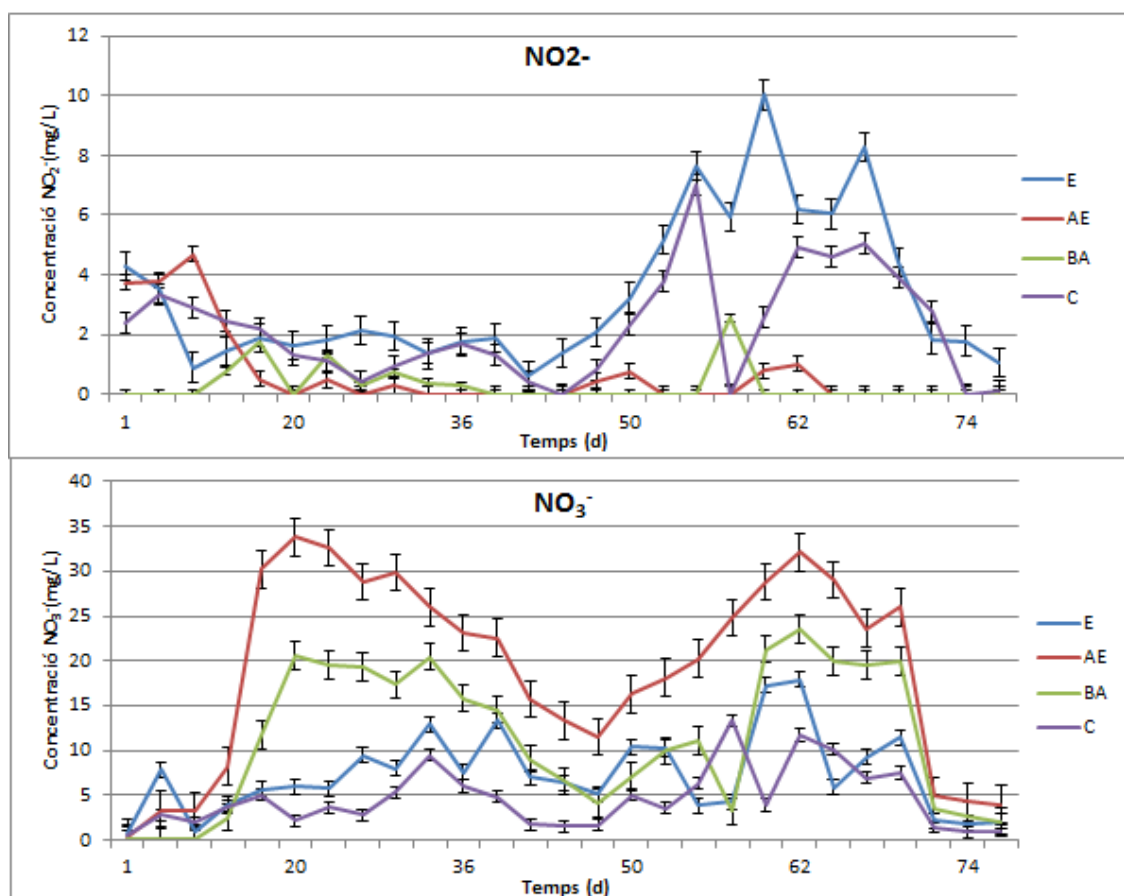
N _{orgànic}	E	AE	BA	C
Mitjana (mg/L)	9,05	4,17a	3,69a	5,56a
Desviació estàndard	4,3	2,2	1,1	2,7
% eliminació	--	53,90	59,25	38,62

Taula 11. Mitjanes, desviacions estàndard i % d'eliminació del nitrogen orgànic per l'afluent i els efluents.

Els anàlisis estadístics ens confirmen que els resultats dels 3 aiguamolls no representen diferències significatives entre ells. Tot i així, si que s'aconsegueixen unes reduccions de la concentració de nitrogen total de més del 50% pels aiguamolls amb aeració (53,90% pel AE i 59,25% pel BA) i gairebé un 40 % en el control (38,62) respecte l'entrada.

4.1.2.2 Nitrits i nitrats

Al contrari que en el cas del nitrogen orgànic, és en les concentracions de nitrits i nitrats on és més palpable l'efecte de l'aeració en els aiguamolls. A la gràfica 8 es representen les concentracions de nitrits i nitrats per l'afluent i els efluentes.



Gràfica 8. Evolució de la concentració de nitrits i nitrats al llarg de l'experiment per l'afluent i els efluentes.

Concretament pels nitrits, on les concentracions a l'afluent eren de 3 ± 3 mg/L, els aiguamolls amb injecció d'oxigen aconsegueixen reduir-les fins a valors molt propers a 0 ($0,7 \pm 1$ mg/L pel AE i $0,3 \pm 0,6$ mg/L pel BA), obtenint una reducció de NO_2^- del 80% pel AE i del 91% pel BA. En canvi, les concentracions a l'aiguamoll de control van ser de $2,2 \pm 2$ mg/L, el que implica una reducció de només el 34% [taula 13].

NO_2^-	E	AE	BA	C
Mitjanes (mg/L)	3,34	0,70b	0,30b	2,21a
Desviació estàndard	2,5	1,3	0,6	1,8
% eliminació	--	79,29	91,07	33,80

Taula 12. Mitjanes, desviacions estàndard i % d'eliminació de nitrits per l'afluent i els efluentes.

Els anàlisis estadístics confirmen el que s'acaba de mencionar, ja que no existeixen diferències significatives entre els dos aiguamolls airejats, però sí respecte l'aiguamoll de control. Tot i això, sí que s'aprecien reduccions de la concentració de nitrits pels 3 aiguamolls si els comparem amb l'entrada. Per això es pot afirmar que l'aeració afavoreix a l'eliminació de nitrits i que el punt d'ajust de $0,5 \text{ mg O}_2/\text{L}$ és suficient per aconseguir aquesta reducció.

Per altre banda, pel cas dels nitrats [taula 13], els aiguamolls airejats presenten unes concentracions més elevades (19 ± 10 mg/L pel AE i 11 ± 8 mg/L pel BA) que fins i tot l'afluent (7 ± 5 mg/L), qual cosa demostra que l'aeració afavoreix clarament al procés de nitrificació. Això suposa un increment de la concentració de nitrats en l'aigua del 261% pel cas de l'aeració continuada i de més del 150% en el cas de l'aeració intermitent. A més, l'aiguamoll de control és el que presenta unes concentracions més baixes de nitrats (5 ± 3 mg/L), obtenint reduccions de més del 36%.

NO_3^-	E	AE	BA	C
Mitjanes (mg/L)	7,30	19,06a	11,31b	4,62c
Desviació estàndard	4,6	10,8	8,0	3,4
% eliminació		261,07	154,98	-36,72

Taula 13. Mitjanes, desviacions estàndard i % d'eliminació de nitrats per l'afluent i els efluentes

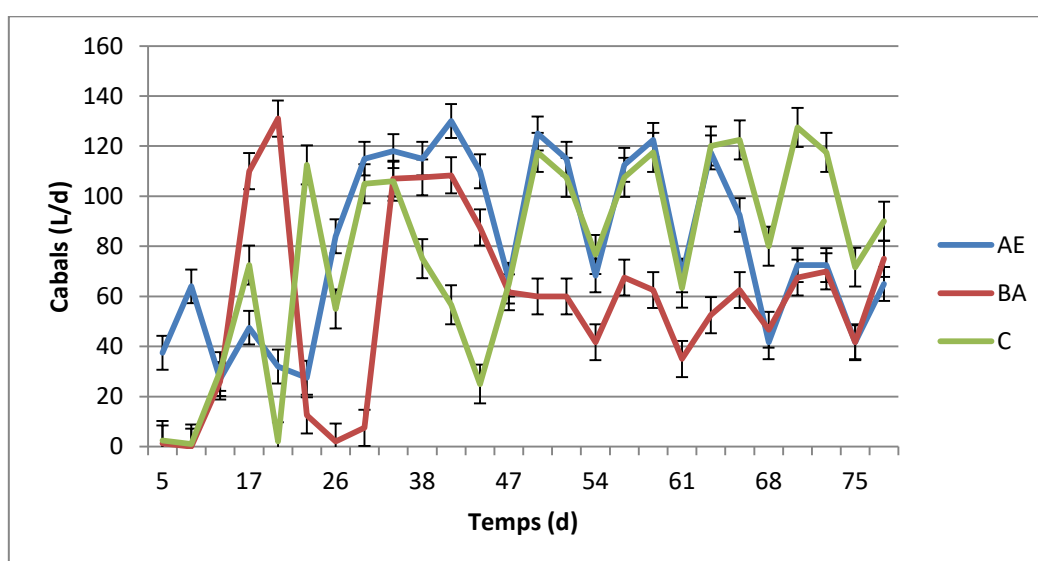
Un cop realitzats els anàlisis estadístics pertinents es comprova que els rangs de valors són significativament diferent entre ells. Per tant, amb el punt d'ajust $0,5 \text{ mgO}_2/\text{L}$, s'aconsegueix no generar concentracions tan elevades com les que mostra el tractament amb elevada aeració però no tan baixes com les que mostra el tractament de control.

4.2 Monitorització on-line

Els següents paràmetres van ser monitoritzats al llarg de l'experiment: cabals, concentració d'oxigen dissolt, temperatura de l'aigua, pH i potencial redox.

4.2.1 Cabals efluentes

En referència als cabals, va haver-hi un accident provocat per les pluges el dia 22/05 en el qual es van trobar les bombes desconnectades dels aiguamolls BA i C, fet que es pot comprovar a la gràfica 9, on el dia 17 va haver-hi un descens sobtat dels cabals d'aquests dos aiguamolls. En aquesta mateixa gràfica, s'observa clarament com els cabals dels aiguamolls C i AE tenen un comportament similar mentre que l'aiguamoll BA acostuma a tenir menys volum de cabal que els altres dos.



Gràfica 9. Evolució dels cabals al llarg de l'experiment per a cada aiguamoll.

Les bombes peristàltiques utilitzades pot ser no van ser del prou efectives ja que un dels possibles motius d'aquestes fluctuacions en els cabals sigui degut al desajust del cabal d'entrada. Com es comprova a la taula 15, la desviació estàndard de tots 3 aiguamolls és bastant gran. Tot i això, i sabent que el cabal d'entrada eren 195,84 L/d, es pot calcular la reducció de cabals entre l'entrada i la sortida de cada aiguamoll.

Cabals	Mitjana cabals (L/d)	Desviació estàndard
AE	80,35	34,54
BA	62,65	33,91
C	84,33	34,16

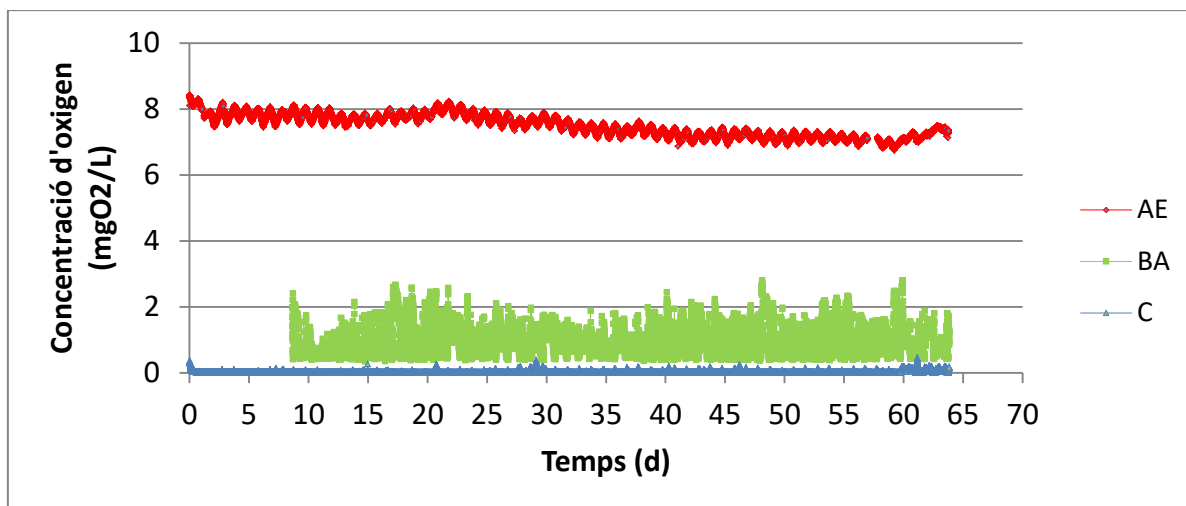
Taula 14. Mitjana i desviació estàndard dels cabals per a cada aiguamoll.

L'aiguamoll que disminueix més el volum de cabal és el Control, aconseguint una reducció del 43%, molt similar a la de l'aiguamoll AE (41%). L'aiguamoll BA és el que va obtenir una menor reducció del cabal (31%).

Malgrat aquests resultats, l'anàlisi estadístic ens confirma que no existeixen diferències significatives entre els cabals dels 3 aiguamolls ($F=0,065$; $p<0,05$). No obstant, si hi ha una reducció significativa dels cabals respecte l'entrada per part dels 3 aiguamolls ($t=0,0013$; $p<0,05$ pel AE, $t=0,0016$; $p<0,05$ pel BA i $t=0,014$; $p<0,05$ pel C).

4.2.2 Oxigen

En la gràfica 10 es mostren les concentracions de l'oxigen dissolt dels 3 aiguamolls al llarg del l'experiment. Les dades mostren clarament l'efecte de l'aeració. En l'aiguamoll C, les concentracions d'oxigen sempre eren molt properes a 0 ($[\overline{O_2}]_C = 0,024$ mg O_2/L). En l'aiguamoll de baixa aeració BA les concentracions d'oxigen oscil·len entre mínims de 0,346 mg O_2/L i màxims de 2,81 mg O_2/L ($[\overline{O_2}]_{BA} = 0,99$ mg O_2/L). Això és degut al compressor, el qual quan detecta que la concentració baixa del valor establert (0,5 mg O_2/L), la vàlvula s'obria i injectava aire a alta potencia, assolint en alguns casos els màxims mencionats. Per últim, l'aiguamoll d'elevada aeració AE manté valors més estables durant l'experiment, oscil·lant entre 7 i 8 mg O_2/L ($[\overline{O_2}]_{AE} = 7,861$ mg O_2/L) [taula 16]. Com es pot observar, les mitjanes en els aiguamolls airejats són superior a les dissenyades, però son molt diferents entre si i per tant creiem que malgrat això l'experiment és vàlid per avaluar els objectius desitjats.



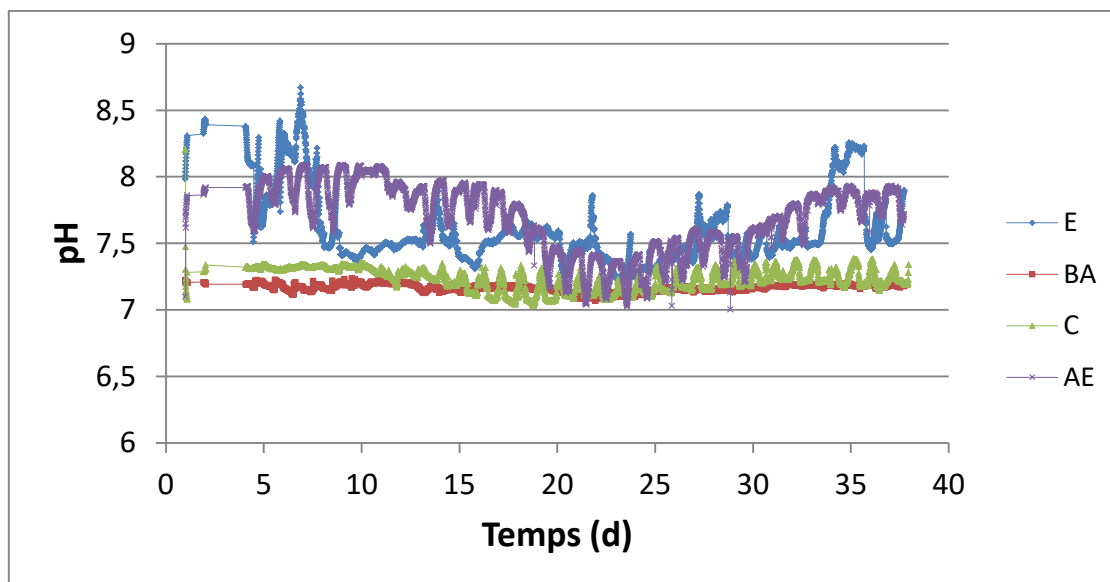
Gràfica 10. Evolució de la concentració d'oxigen al llarg de l'experiment per a cada aiguamoll.

Oxigen	AE	BA	C
Mitjana (mg/L)	7,86	0,99	0,02
Desviació estàndard	0,20	0,44	0,04
Mínim	7,44	0,35	0
Màxim	8,42	2,81	0,46

Taula 15. Mitjanes, desviacions estàndard, valors màxims i mínims de la concentració d'oxigen pels 3 aiguamolls.

4.2.3 pH

Els valors mesurats de pH al llarg de l'experiment es mostren a la gràfica 11. Els 3 aiguamolls presenten uns valors de pH similars, entre el rang de 7 i 8 aproximadament (7,023 el més baix i 8,204 el més elevat) (Taula 17).



Gràfica 11. Evolució del pH al llarg de l'experiment per l'afluent i els efluents.

A la taula 15 es mostren les mitjanes, mínims i màxims dels valors de pH per l'afluent i per a cada efluent. Es denota una lleugera disminució del pH per els aiguamolls airejats, tot i que aquesta diferència no és gaire pronunciada.

pH	E	AE	BA	C
Mitjana	7,60	7,74	7,17	7,23
Desviació estàndard	0,27	0,27	0,03	0,08
Mínim	7,20	7,02	7,07	7,03
Màxim	8,67	8,09	7,24	8,20

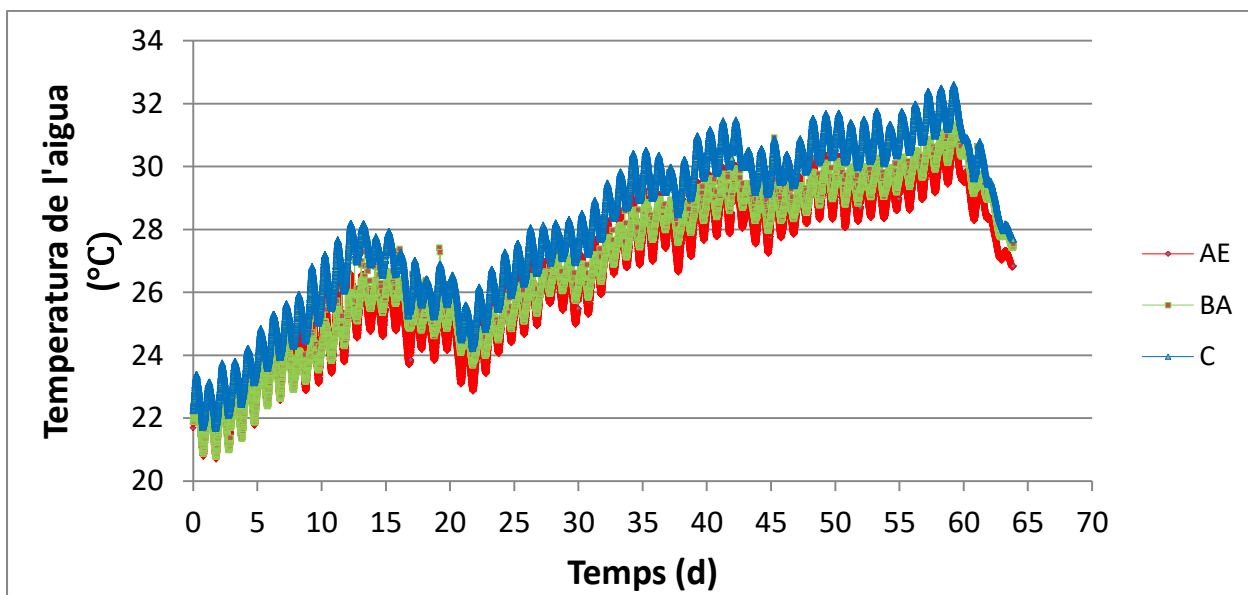
Taula 16. Mitjanes, desviacions estàndard, valors màxims i mínims del pH per l'afluent i els efluentes.

4.2.4 Potencial redox

En el cas del potencial redox, és probable que hi hagués alguna espècie de problema amb les sondes o el data logger ja que un cop analitzades les dades, es comprova que són molt variables i no gaire comprensibles (*gràfica 12*). No es podran treure conclusions respecte el potencial redox en aquest assaig.

4.2.5 Temperatura

Donat que l'experiment es va realitzar en època d'estiu, la temperatura de l'aigua oscil·la entre 21°C i 32°C (*Taula 18*). Com es comprova a la *gràfica 13*, els 3 aiguamolls presenten valors molt similars entre ells, pel que podem confirmar que la temperatura no es una variable que va afectar als resultats dels aiguamolls.



Gràfica 12. Evolució de la temperatura al llarg de l'experiment per a cada aiguamoll.

En la taula 18 es mostren les mitjanes, desviacions estàndards, mínims i màxims per els 3 efluentes. D'entrada els 3 aiguamolls presenten uns valors de temperatura molt similars, però és l'aiguamoll de control el que obté temperatures més elevades, fet que demostra que la injecció d'aire pot reduir lleugerament la temperatura de l'aiguamoll.

Temperatura	AE	BA	C
Mitjana (°C)	26,66	26,93	28,06
Desviació estàndard	2,4	2,5	2,6
Mínim	20,69	20,78	21,67

Màxim	31,03	31,91	32,59
--------------	-------	-------	-------

Taula 17. Evolució de la temperatura al llarg de l'experiment per l'afluent i els efluent.

5. Conclusions

L'aeració forçada ha aconseguit clarament la nitrificació del N amoniacal i part de l'orgànic i en el cas del nitrits s'aconsegueix una concentració propera a zero. No obstant, en el cas del tractament amb elevada aeració (AE), s'observa una elevada acumulació de nitrats (20 mg N-NO₃⁻/L) però una baixa eliminació de N total.

El tractament amb baixa aeració és el que ha obtingut una eliminació superior de nitrogen total (46,38%) i DQO (56,85%), i per tant es pot concloure que una aeració baixa que permet alternar condicions aeròbies-anòxiques millora el procés de tractament. A més el cost serà més reduït en comparació a un règim d'aeració continu com el AE.

6. Bibliografia

- APHA, WPCF and AWWA, (1987). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17^a ed. American Public. Health Association, Washington, D.C.
- Brix, H. (1994). *Functions of macrophytes in constructed wetlands*. *Water Science and Technology*, 29 (4), 71-78.
- Butterworth, E., 2014. *The use of artificial aeration in horizontal sub-surface flow constructed wetlands for tertiary nitrification*. PhD Thesis, Cranfield university.
- Caselles-Osorio, A., García, J., 2007. *Impact of continuous and intermittent feeding strategies on the performance of shallow horizontal subsurface-flow constructed wetlands*. *Sci. Total Environ.* 378, 253–262.
- Cooper P, (2005). *The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates*. *Wat. Sci. Tech.*
- Cottingham P., Davies T., Hart B., 1999. *Aeration to promote nitrification in constructed wetlands*. *Environmental Technology* 20 (1) :69–75.
- Directiva 91/271/CEE. *Magrama: Manual de interpretación y elaboración de informe: sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Textos originales: R.D. 11/1995, 509/1997, 2116/98.*
- Fujie K., Hu H-Y., Ikeda Y., Urano K., 1992. *Gas-liquid oxygen transfer characteristics in an aerobic submerged biofilter for wastewater treatment*. *Chemical Engineering Science* 47 (13-14), 3745-3752.
- García, J. (2004). *Humedales construidos para controlar la contaminación: perspectiva sobre una tecnología en expansión*. In: *Nuevos Criterios para el Diseño y Operación de Humedales Construidos. Una Alternativa de Bajo Coste para el Tratamiento de Aguas Residuales*. García, J., Morató, J. Y Bayona, J.M. (eds). Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, pp. 7-16.

- Kadlec, R.H. And Wallace, S.D., (2009) *Treatment Wetlands*, 2nd ed., Boca Raton, Florida, pp 6.
- Kadlec, R.H., Watson, J.T., (1993). *Hydraulics and solids accumulation in a gravel bed treatment wetland*. In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands For Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 227–235.
- Kickuth, R. *Degradation and Incorporation of Nutrients from Rural Wastewater by Plant Hydrosphere under Limnic Conditions*. In *Utilization of Manure by Land Spreading*; Comm. Europ. Commun, EUR 5672e: London, U.K, 1977; pp. 335-343.
- Labella, A., Caniani, D., Hughes-Riley, T., Morris, R., Newton, M., Hawes, P., Puigagut, J., García, J. and Uggetti, E. (2015). *Assessing the economic suitability of aeration and the influence of bed heating on constructed wetlands treatment efficiency and life-span*. *Ecological Engineering*, 83, pp.184-190.
- Nivala J., Hoos M., Cross C., Wallace S., Parkin G., 2007. *Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland*. *Science of the Total Environment* 380 (1-3): 19–27.
- Nivala, J., Rosseau, D.P.L., 2008. *Reversing clogging in subsurface flow constructed wetlands by hydrogen peroxide treatment: two case studies*. In: 11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Indore, India, pp. 383–391
- Ouellet-Plamondon C., Chazarenc F., Comeau Y., Brisson J., 2006. *Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate*. *Ecological Engineering* 27(3): 258-264.
- Pedescoll, A., Uggetti, E., Llorens, E., Granés, F., García, D. And García, J. (2009). *Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands*. *Ecological Engineering*, doi:10.1016/j.ecoleng.2009.03.016.
- Puigagut J, Villaseñor J, Salas JJ, Bécares E, García J. (2007). *Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study*. *Ecol Eng*; 30:312–9
- Salas, J.J., Pidre, J.R., Sánchez, L., 2007. *Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales*. Capítulo IV: Humedales artificiales. Coria Gráfica, Sevilla, Spain.
- SMALL, H. (1989). *Ion Chromatography*. Plenum Press Nueva York
- Solórzano, L. 1969. *Determination of ammonia in natural waters by the phenol hypochlorite method*. *Limnol. Oceanogr.*, 14:799-801.
- Stanford, W.E., Steenhuis, T.S., Parlange, J.Y., Surface, J.M., Peverly, J.H., (1995). *Hydraulic conductivity of gravel sand as substrates in rock-reed filters*. *Ecological Engineering* 4, 321–336.

- Vymazal J. (2010). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Water 2: 530-549.
- Vymazal, J.; Kröpfelová, L. (2008). *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*; Springer: Dordrecht, The Netherlands; pp. 308-320.
- Wallace S., (2001) *System for removing pollutants from water*. US Patent: US 6,200,469 B1.
- Weiss, J. (1986) *Handbook of Ion Chromatography*. Dionex Corporation, Sunnyvale, California
- Wu S., Kusch P., Brix H., Vymazal J., Dong R., 2014. *Development of constructed wetlands in performance intensification for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter target review*, Water Research 57, 40-55.
- http://www.magrama.gob.es/es/agua/publicaciones/03_Manual_Directiva_91_271_CEE_tcm7-28959.pdf (Consultat el 11 de setembre de 2016).
- <http://www.lovibond.com/en/environment/photometer/md-600-md-610> (Consultat el 15 de setembre de 2016)
- <http://www.oxyguard.dk/products/probes/do-probe-2/> (Consultat el 15 de setembre de 2016)
- <http://www.oxyguard.dk/products/probes/ph-redox-probe/> (Consultat el 15 de setembre de 2016).
- <https://www.campbellsci.com/cr1000> (Consultat el 15 de setembre de 2016)
- <http://www.medwow.com/med/spectrophotometer/spectronic-instruments/spectronic-genesys-8/12524.model-spec> (Consultat el 16 de setembre de 2016)
- <http://sigug.uniguajira.edu.co/sigug/pdf/PROTOCOLOS/GL-PL-19.%20PROTOCOLO%20AMONIO.pdf> (Consultat al juny de 2016)
- <https://sites.google.com/site/humedalesartificiales/11-modelos-de-diseno-para-remocion-de-nitrogeno> (Consultat al juny de 2016)

7. Annex

7.1 Taules dels resultats obtinguts a laboratori

		Concentracions NKT, NH ₄ i Norgànic de l'afluent i els 3 efluents.											
		Entrada [mg/L]			Aiguamoll AE [mg/L]			Aiguamoll BA [mg/L]			Aiguamoll C [mg/L]		
Dia	Data	NKT	NH ₄	Norg	NKT	NH ₄	Norg	NKT	NH ₄	Norg	NKT	NH ₄	Norg
1	15-5		21,419			12,725						9,392	
6	20-5	37,9	30,670	7,230	18,3	11,262	7,038				13,3	6,678	6,622
8	22-5		37,838			12,263						7,749	
13	27-5	28,8	16,936	11,864	11,9	7,306	4,594	6,3	1,255	5,045	11,2	8,098	3,102
15	29-5		24,386			0,126			0,063			8,994	
20	3-6	32,3	19,453	12,847	2,8	0,019	2,781	2,8	0,030	2,770	11,2	7,668	3,532
22	5-6		29,693			0,041			0,040			15,266	
27	10-6	17,2	14,193	3,007	2,8	0,030	2,770		0,029		14,9	13,334	1,566
29	12-6		17,995			0,026			0,065			11,961	
34	17-6	11,2	5,801	5,399	3,5	0,015	3,485	4,2	0,016	4,184	9,8	5,677	4,123
36	19-6		9,692			0,008			0,010			5,887	
39	22-6		1,656			0,046			0,045			5,026	
43	26-6		1,421			0,127			0,120			4,142	
46	29-6		1,306			0,050			0,049			3,658	
48	1-7	25,3	7,397	17,903	9,1	0,079	9,021	3,5	0,075	3,425	9,8	3,111	6,689
50	3-7		16,414			0,011			0,012			5,379	
53	6-7		12,131			0,013			0,030			5,078	
55	8-7	38,6	28,461	10,139	2,8	0,522	2,278	7	1,061	5,939	14,8	6,785	8,015
57	10-7		40,491			0,018			0,018			14,940	
60	13-7		20,076			0,006			0,033			3,733	
62	15-7	9,8	3,069	6,731	2,8	0,012	2,788	2,8	0,016	2,784	16,9	7,307	9,593
64	17-7		14,458			0,004			0,005			7,136	
67	20-7		11,417			0,041			0,040			6,529	
69	22-7	9,8	0,781	9,019	3,5	0,014	3,486	2,8	0,015	2,785	13,3	4,893	8,407
71	24-7		1,849			0,010			0,011			7,754	
74	27-7		1,232			0,007			0,009			3,147	
76	29-7	9,8	3,398	6,402	3,5	0,004	3,496	2,8	0,005	2,795	7	3,077	3,923

*s.d.: sense diluir		Concentracions DQO de l'afluent i els 3 efluents amb 3 repeticions											
Dia	Data	Repeticions	Entrada		Repeticions	Aiguamoll AE		Repeticions	Aiguamoll BA		Repeticions	Aiguamoll C	
		[mg/L]	[DQO] (mg/L)	V _{aliquota}	[mg/L]	[DQO] (mg/L)	V _{aliquota}	[mg/L]	[DQO] (mg/L)	V _{aliquota}	[mg/L]	[DQO] (mg/L)	V _{aliquota}
0	15-5	66,2	145,1	1	69,9	63,3	s.d.		---		56,3	57,8	s.d.
		46,3			56,6						53,1		
		61,6			102,0						63,9		
5	20-5	45,7	105,8	1	62,8	70,3	s.d.		e		34,9	36,0	s.d.
		35,4			92,0						45,1		
		45,9			56,0						28,0		
7	22-5	193,0	189,0	s.d.	85,4	77,4	s.d.		---		57,8	60,5	s.d.
		198,0			71,6						68,8		
		176,0			75,2						55,0		
12	27-5	147,0	118,3	s.d.	100,0	89,0	s.d.	64,5	64,7	s.d.	66,8	57,0	s.d.
		94,8			85,6			66,1			59,5		
		113,0			81,4			63,5			44,7		
14	29-5	164,0	161,7	s.d.	69,6	58,4	s.d.	58,2	53,2	s.d.	59,8	62,1	s.d.
		163,0			57,7			59,0			55,2		
		158,0			47,9			42,4			71,4		
19	3-6	145,0	145,0	s.d.	53,2	52,6	s.d.	68,6	65,3	s.d.	46,2	35,3	s.d.
		135,0			61,9			63,4			32,6		
		155,0			42,7			63,9			27,0		
21	5-6	109,0	122,0	s.d.	95,9	76,3	s.d.	49,5	60,6	s.d.	89,4	92,6	s.d.
		135,0			59,8			68,2			101,0		
		122,0			73,2			64,2			87,4		
26	10-6	108,0	115,0	s.d.	97,9	102,2	s.d.	81,9	63,9	s.d.	52,0	54,0	s.d.
		137,0			109,0			62,1			51,0		
		100,0			99,7			47,6			59,1		
28	12-6	107,0	102,0	s.d.	66,8	66,3	s.d.	71,2	74,3	s.d.	66,3	73,2	s.d.
		96,1			61,9			70,8			72,3		
		103,0			70,2			80,9			81,0		
33	17-6	99,0	100,3	s.d.	71,4	71,5	s.d.	55,6	58,6	s.d.	50,4	51,1	s.d.
		106,0			67,5			61,8			53,9		
		96,0			75,6			58,3			49,0		
35	19-6	56,0	67,6	s.d.	68,2	54,9	s.d.	49,2	44,3	s.d.	42,0	52,0	s.d.
		71,7			50,9			53,2			66,0		
		75,2			45,6			30,6			47,9		
38	22-6	69,4	74,0	s.d.	53,3	47,5	s.d.	51,7	57,0	s.d.	50,1	53,5	s.d.
		71,3			45,5			69,5			68,5		
		81,4			43,7			49,7			41,8		
42	26-6	109,0	120,7	s.d.	89,6	99,5	s.d.	67,4	73,1	s.d.	70,0	81,3	s.d.
		121,0			108,0			79,0			92,0		
		132,0			101,0			73,0			81,9		
45	29-6	95,1	102,4	s.d.	64,1	64,0	s.d.	56,9	52,6	s.d.	53,8	57,2	s.d.
		102,0			69,3			46,9			58,6		
		110,0			58,6			53,9			59,2		
47	1-7	84,4	95,8	s.d.	75,0	70,8	s.d.	47,3	42,7	s.d.	45,1	54,9	s.d.
		93,9			67,9			42,7			58,3		
		109,0			69,4			38,0			61,2		
49	3-7	138,0	135,7	s.d.	93,4	82,0	s.d.	54,8	47,8	s.d.	69,3	64,8	s.d.
		142,0			66,1			40,7			66,7		
		127,0			86,5			85,0			58,3		
52	6-7	72,2	86,7	s.d.	65,6	61,4	s.d.	52,9	54,6	s.d.	65,5	62,7	s.d.
		98,7			58,2			60,6			63,3		
		89,2			60,3			50,4			59,4		

*s.d.: sense diluir		Concentracions DQO de l'afluent i els 3 efluents amb 3 repeticions											
Dia	Data	Repeticions	Entrada		Repeticions	Aiguamoll AE		Repeticions	Aiguamoll BA		Repeticions	Aiguamoll C	
		[mg/L]	[DQO] (mg/L)	V _{aliquota}	[mg/L]	[DQO] (mg/L)	V _{aliquota}	[mg/L]	[DQO] (mg/L)	V _{aliquota}	[mg/L]	[DQO] (mg/L)	V _{aliquota}
54	8-7	130,0	124,7	s.d.	69,4	60,3	s.d.	70,6	72,0	s.d.	95,8	94,4	s.d.
		114,0			45,9			79,6			99,7		
		130,0			65,5			65,8			87,7		
56	10-7	132,0	124,3	s.d.	61,3	55,3	s.d.	52,4	54,7	s.d.	62,9	60,9	s.d.
		119,0			45,6			49,3			54,5		
		122,0			59,0			62,3			65,3		
59	13-7	71,4	71,2	s.d.	50,9	47,5	s.d.	37,5	37,5	s.d.	47,4	48,9	s.d.
		77,2			47,5			37,1			51,4		
		64,9			44,2			38,0			48,0		
61	15-7	95,3	88,8	s.d.	57,6	49,0	s.d.	44,6	46,5	s.d.	49,3	51,5	s.d.
		83,3			50,2			38,8			60,3		
		87,8			39,2			56,2			44,8		
63	17-7	67,7	71,2	s.d.	62,4	55,3	s.d.	56,0	52,9	s.d.	84,0	81,8	s.d.
		67,2			54,0			53,7			80,9		
		78,7			49,6			49,0			80,5		
66	20-7	302,0	289,8	s.d.	81,2	85,4	s.d.	33,8	28,6	s.d.	69,4	65,8	s.d.
		120,0		1	87,2			24,4			44,9		
		102,0			87,7			27,7			62,1		
68	22-7	83,4	83,2	s.d.	154,0	63,6	s.d.	51,1	29,2	s.d.	44,4	47,4	s.d.
		84,2			64,2			37,6			40,8		
		81,9			63,0			20,8			57,0		
70	24-7	76,3	77,7	s.d.	62,6	67,0	s.d.	51,7	46,8	s.d.	38,8	53,0	s.d.
		73,8			64,4			51,2			64,2		
		83,1			69,6			37,4			56,0		
73	27-7	262,0	290,4	s.d.	73,3	65,5	s.d.	42,9	39,6	s.d.	78,9	58,5	s.d.
		130,0		1	65,1			33,1			58,3		
		125,0			58,2			42,8			38,4		
75	29-7	121,0	108,2	s.d.	71,0	68,7	s.d.	37,4	51,3	s.d.	59,6	67,4	s.d.
		95,5			66,4			56,5			74,8		
		108,0			94,0			60,0			67,9		

		Dades de cabals recollides en els 3 efluents											
		Aiguamoll AE				Aiguamoll BA				Aiguamoll C			
Dia	Data	contador	$\Delta V [m^3]$	Q [L/d]	Q [m^3/s]	contador	$\Delta V [m^3]$	Q [L/d]	Q [m^3/s]	contador	$\Delta V [m^3]$	Q [L/d]	Q [m^3/s]
1	11-5	25	0,125		0	6	0,03		0	6	0,03		0
5	15-5	55	0,150	37,50	4,340E-07	7	0,005	1,25	1,447E-08	8	0,01	2,50	2,894E-08
10	20-5	119	0,320	64,00	7,407E-07	7	0	0	0	9	0,005	1,00	1,157E-08
12	22-5												
17	27-5	146	0,135	27,00	2,232E-07	33	0,13	26,00	2,149E-07	39	0,15	30,00	2,480E-07
19	29-5	165	0,095	47,50	5,498E-07	77	0,22	110,00	1,273E-06	68	0,145	72,50	8,391E-07
24	3-6	197	0,160	32,00	3,704E-07	208	0,655	131,00	1,516E-06	70	0,01	2,00	2,315E-08
26	5-6	208	0,055	27,50	3,183E-07	213	0,025	12,50	1,447E-07	115	0,225	112,50	1,302E-06
31	10-6	292	0,420	84,00	9,722E-07	215	0,01	2,00	2,315E-08	170	0,275	55,00	6,366E-07
33	12-6	338	0,230	115,00	1,331E-06	218	0,015	7,50	8,681E-08	212	0,21	105,00	1,215E-06
38	17-6	456	0,590	118,00	1,366E-06	325	0,535	107,00	1,238E-06	318	0,53	106,00	1,227E-06
40	19-6	502	0,230	115,00	1,331E-06	368	0,215	107,50	1,244E-06	348	0,15	75,00	8,681E-07
43	22-6	580	0,390	130,00	1,505E-06	433	0,325	108,33	1,254E-06	382	0,17	56,67	6,559E-07
47	26-6	668	0,440	110,00	1,273E-06	503	0,35	87,50	1,013E-06	402	0,1	25,00	2,894E-07
50	29-6	708	0,200	66,67	7,716E-07	540	0,185	61,67	7,137E-07	441	0,195	65,00	7,523E-07
52	1-7	758	0,250	125,00	1,447E-06	564	0,12	60,00	6,944E-07	488	0,235	117,50	1,360E-06
54	3-7	804	0,230	115,00	1,331E-06	588	0,12	60,00	6,944E-07	531	0,215	107,50	1,244E-06
57	6-7	845	0,205	68,33	7,909E-07	613	0,125	41,67	4,823E-07	577	0,23	76,67	8,873E-07
59	8-7	890	0,225	112,50	1,302E-06	640	0,135	67,50	7,813E-07	620	0,215	107,50	1,244E-06
61	10-7	939	0,245	122,50	1,418E-06	665	0,125	62,50	7,234E-07	667	0,235	117,50	1,360E-06
64	13-7	980	0,205	68,33	7,909E-07	686	0,105	35,00	4,051E-07	705	0,19	63,33	7,330E-07
66	15-7	1027	0,235	117,50	1,360E-06	707	0,105	52,50	6,076E-07	753	0,24	120,00	1,389E-06
68	17-7	1064	0,185	92,50	1,071E-06	732	0,125	62,50	7,234E-07	802	0,245	122,50	1,418E-06
71	20-7	1089	0,125	41,67	4,823E-07	760	0,14	46,67	5,401E-07	850	0,24	80,00	9,259E-07
73	22-7	1118	0,145	72,50	8,391E-07	787	0,135	67,50	7,813E-07	901	0,255	127,50	1,476E-06
75	24-7	1147	0,145	72,50	8,391E-07	815	0,14	70,00	8,102E-07	948	0,235	117,50	1,360E-06
78	27-7	1172	0,125	41,67	4,823E-07	840	0,125	41,67	4,823E-07	991	0,215	71,67	8,295E-07
80	29-7	1198	0,130	65,00	7,523E-07	870	0,15	75,00	8,681E-07	1027	0,18	90,00	1,042E-06

		Concentracions d'anions (NO_2^- i NO_3^-) per l'afluent i els 3 efluents.							
		Entrada		Aiguamoll AE		Aiguamoll BA		Aiguamoll C	
Dia	Data	Nitrit (NO_2^-) [mg/L]	Nitrat (NO_3^-) [mg/L]	Nitrit (NO_2^-) [mg/L]	Nitrat (NO_3^-) [mg/L]	Nitrit (NO_2^-) [mg/L]	Nitrat (NO_3^-) [mg/L]	Nitrit (NO_2^-) [mg/L]	Nitrat (NO_3^-) [mg/L]
1	15-5	14,122	3,701	12,214	1	0	0	7,864	2
6	20-5	11,551	34,681	12,466	14,906	0	0	11	12,472
8	22-5	2,943	3,899	15,385	14,114	0	0	9,576	8,719
13	27-5	4,72	17,737	7,162	36,202	2,5	11,205	8,107	16,271
15	29-5	6,195	24,934	1,717	133,756	5,683	51,663	7,208	22,242
20	3-6	5,393	26,367	0	149,788	0	91,323	4,294	9,413
22	5-6	6,007	25,367	1,611	144,537	4,325	86,387	3,722	15,911
27	10-6	7,009	41,965	0	127,464	0,946	85,241	1,341	12,189
29	12-6	6,349	35,306	0,892	132,265	2,426	76,785	3,136	23,683
34	17-6	4,44	57,282	0	115,157	1,222	90,573	4,568	41,861
36	19-6	5,833	33,535	0	102,258	0,924	70,007	5,544	26,607
39	22-6	6,208	59,026	0	99,73	0	64,454	4,313	21,431
43	26-6	1,968	30,859	0	69,486	0	40,148	1,441	7,751
46	29-6	4,554	28,156	0	59,007	0	29,1	0	6,765
48	1-7	6,845	22,71	1,442	50,812	0	18,421	2,577	7,425
50	3-7	10,641	45,872	2,494	72,01	0	31,612	7,674	22,174
53	6-7	16,98	45,295	0	80,299	0	43,981	12,46	15,833
55	8-7	25,088	17,119	0	89,501	0	49,189	22,955	27,968
57	10-7	19,439	18,72	0	109,655	8,429	14,077	0	58,975
60	13-7	32,917	76,569	2,64	127,451	0	94,366	8,553	17,25
62	15-7	20,307	79,301	3,375	142,259	0	104,215	16,083	51,902
64	17-7	19,808	26,079	0	128,674	0	88,615	15,104	44,717
67	20-7	27,191	40,848	0	104,658	0	86,244	16,591	30,513
69	22-7	14,473	50,631	0	115,047	0	88,378	12,802	33,114
71	24-7	6,068	9,663	0	21,988	0	15,589	9,025	6,493
74	27-7	5,846	8,058	0	18,836	0	11,768	0	4,068
76	29-7	3,509	9,069	0	17,628	0	9,236	0,275	4,565